

SVENSK MILJÖÖVERVAKNING

*Integrerad övervakning av
miljötillståndet i svensk
skogsmark – IM*

Årsrapport 1997

Integrated monitoring of the environmental status
in Swedish forest ecosystems – IM

Annual report 1997

Stefan Löfgren

5031

RAPPORT

*Integrerad övervakning av
miljötillståndet i svensk
skogsmark – IM*

Årsrapport 1997

Stefan Löfgren

Miljöanalysavdelningen
Kontaktperson: Ulla Bertills
Tel: 08-698 15 02

Författarna svarar ensamma för rapportens innehåll

Beställningsadress:
Naturvårdsverket
Kundtjänst
106 48 Stockholm
Tfn: 08-698 12 00
Fax: 08-698 15 15
E-post: kundtjanst@environ.se
Internet-hemsida: <http://www.environ.se>

ISBN 91-620-5031-1
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket
Tryck: Naturvårdsverkets reprocentral 1999/11
Upplaga: 300 ex

Förord

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i skogsekosystem inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation. Utförarna ansvarar för olika delprogram i ett integrerat system där IVL följer depositionen av ämnen, SGU undersöker markens fysikaliska och mineralologiska egenskaper och följer processer i grundvattnet medan IMA, SLU följer klimat och avrinning, markkemi och biologi, vegetation samt samordar verksamheterna. Till detta kommer ett särskilt ansvar för IVL vad avser undersökningsområdet Gårdsjön i Bohuslän. Prov- och datainsamling vid detta område genomförs i huvudsak av IVL, Göteborg, Huvudansvar för insatserna i Gårdsjön har professor Hans Hultberg. För deposition ansvarar Karin Kindbom också IVL. Vid SGU ansvarar dr. Mats Aastrup för IM-arbetet med särskilt bistånd av dr. Bo Thunholm. Klimat, avrinning och datalagring handhas av dr. Hans Kvarnäs, medan mark huvudsakligen följs av dr. Lage Bringmark. Vegetationen och effekter på denna följs av docent Sven Bråkenhielm. Samordningsansvar och internationella kontakter upprätthålls av docent Lars Lundin.

Fältobservationer genomförs vid fältområdena av Per Petersson, Aneboda, Per Mossberg, Kindla och Johan Hörnqvist, Gammtratten. Insamlade prover för kemisk analys tas om hand och analyseras av ackrediterade laboratorier vid IVL och IMA, SLU.

Föreliggande rapport har planerats och utarbetats vid två interna arbetsmöten ledda av dr. Stefan Löfgren och dr. Ewa Bringmark. Värdefulla bidrag har också givits av professor Kjell Johansson, Naturvårdsverket, särskilt vad avser metaller. Rapportens innehåll består av bidrag från Mats Aastrup, Lage Bringmark, Sven Bråkenhielm, Jens Fölster, Hans Hultberg, Kjell Johansson, Karin Kindbom, Hans Kvarnäs, Lars Lundin och Stefan Löfgren. Stefan Löfgren har bearbetat dessa bidrag och färdigställt rapporten i dess nuvarande skick.

I rapporten redovisas undersökningsresultaten från 1997 och inbegriper de tre IM-områdena Aneboda, Kindla och Gårdsjön. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. All rådata finns digitalt tillgängligt vid IMA, SLU, och den har i årsrapporten bearbetats och sammanställts i tabeller och figurer. Vissa resultat avses att redovisas i vetenskapliga publikationer.

Sammanfattning

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i skogsekosystem inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka separera mänsklig påverkan från naturliga förhållanden och variationer. Modeller för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Mätningarna utförs i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogsvårdande åtgärder. Deposition och klimatförändringar är de enda mänskliga störningarna i områdena. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön.

Föreliggande rapport redovisar undersökningar från år 1997 och inbegriper de tre IM-områdena Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Bearbetade resultat återfinns i tabellbilagan i slutet på rapporten.

Temperaturmässigt var vädret 1997 likartat vid samtliga stationer. Augusti avvek markant med temperaturer över de normala, medan månaderna april-maj hade ett temperaturunderskott. Nederbörden var relativt jämt fördelad under året. Den låga vattenföringen under sommarmånaderna kännetecknade 1997 års avrinning. Periodvis sinade samtliga bäckar. Kindla hade en extrem flödestopp i början av maj p.g.a. kraftiga regn i kombination med mättade markförhållanden.

Bäckvattnen i IM-områdena var jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Övriga metaller, med undantag av bly, uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I mark- och grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden frekvent. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet framgår tydligt medan de höga halterna organiskt material påverkar kemin i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken.

Uttransporten av oorganiskt kväve (nitrat och ammonium) via bäckarna var 1997 endast omkring $0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i Gårdsjön och cirka $0.06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ från de andra två områdena. Detta är mycket låga värden och även inkluderat organiskt bundet kväve var utflödena små ($0.9\text{--}1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) i jämförelse med depositionen på öppet fält ($5.5\text{--}10.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Endast 12–18% av det tillförda oorganiska kvävet lämnade områdena via bäckarna. Kvävekretsloppen var på årsbas uppenbarligen effektivt slutna och nästan hela depositionen fastlades i mark och vegetation och/eller denitrifierades. Vårflödesepisoden i Kindla utgjorde dock ett undantag då ammoniumhalterna i bäcken ökade till ca $90 \mu\text{g/l}$, vilket aldrig tidigare uppmätts. Nitralterna var försumbara. Halten organiskt material ökade kraftigt samtidigt som C/N kvoten minskade, vilket indikerar en utspolning av mikrobiologiskt, organiskt material.

I Gårdsjön, balanserade sulfatinflödet via deposition i princip utflödet via bäckvattnet. I både Aneboda, och i ännu högre grad i Kindla, var däremot utflödet av svavel från marken betydligt större, 100% respektive 150%, än inflödet till områdena. De stora svavelförlusterna från marken kan sannolikt förklaras av att sulfat, som under tidigare decenniers höga svaveldeposition adsorberats i markerna, numera desorberas p.g.a den lägre svaveldepositionen.

Nettoutflöde av sulfat medför att återhämtningen av grund- och ytvattnets surhetstillstånd fördröjs och kommer att gå långsammare än förväntat med tanke på minskningarna i svaveldeposition. Detta indikeras bl.a. av de höga aluminiumförlusterna i Kindla. Aluminiumflödena var där på samma nivå som i Gårdsjön, ett av sydvästra Sveriges mest försurningspåverkade områden. I Aneboda var aluminiumflödet endast en tredjedel av det i Kindla.

För närvarande sker en omfattande omfördelning av zink i svensk skogsmark till följd av markförsurningen. Detta framgår tydligt av mätningarna i Aneboda, där mycket höga halter av zink uppmättes i det starkt sura ytliga markvattnet. Här skedde en betydande urlakning av zink som inte kompenserades av tillförseln från atmosfärisk deposition. Zinkhalterna i vattenfasen minskade successivt nedåt i markprofilen och ut mot bäcken. Zink fastnade alltså återigen i djupare marklager där försurningen ännu inte nått så långt. Den här omfördelningen av zinkförråden i mark kan innebära att zink blir ett bristämne i de ytliga marklagren.

Gårdsjön hade en betydligt större fastläggning av Hg och MeHg i marken än Aneboda trots att den totala tillförseln av Hg till mark var ca $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i Gårdsjön och endast ca $22 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i Aneboda. Av den totala tillförseln av Hg till marken uttransporterade bäckarna 12,5% i Aneboda och 3,8% i Gårdsjön. Motsvarande värden för MeHg var 100% respektive 7%. Orsakerna till skillnaderna i kvicksilverflödena mellan Gårdsjön och Aneboda kan ännu inte utpekas, men de är sannolikt kopplade till att markprocesser och hydrodynamik skiljer mellan avrinningsområdena.

I samtliga IM-områden är undervegetationen extremt homogen och relativt artfattig. En eller två arter av mossor dominerade totalt, medan övriga arter förekom i liten mängd. Alla tre områdena uppvisade jämförelsevis höga värden för surhetsindex (Ellenberg), indikerande inte allt för sura förhållanden. Det låga antalet arter påverkar dock indexets tolkbarhet. I Gårdsjön hade 75% av tallarna en kronutglesning över 20%, vilket är avsevärt högre än Riksskogstaxeringens observationer i Götaland. För gran var kronutglesningen på samma nivå som Riksskogstaxeringens i både Gårdsjön och Aneboda, men andelen missfärgade barr var nästan fyra gånger högre i Aneboda.

Algbeläggningens tjocklek på granbarr var positivt korrelerad mot kvävedepositionen, men även andra faktorer (t.ex. temperatur, fuktighet och svaveldeposition), som samvarierar med kvävenedfallet uppvisade liknande samband. Det är därför svårt att särskilja effekten av varje enskild faktor. Kolonisationstiden för alger på granbarr och åldern på de äldsta barren uppvisar inte motsvarande tydliga samband med dessa klimat- och depositionsfaktorer.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) conducts Integrated Monitoring (IM) of the environmental status in forest ecosystems within the "Forest" part of Sweden's national environmental monitoring program. The monitoring is related to the UN-convention "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). The Swedish Environmental Research Institute (IVL), the Swedish Geological Survey (SGU) and the Department of Environmental Assessment at the Swedish University of Agricultural Sciences (IMA, SLU) perform the investigations on behalf of the SEPA.

The monitoring program includes ecosystem studies at drainage basin level with determinations of hydrological and chemical budgets as well as effects on biota, primarily the vegetation. The aims are to collect relevant background data from reference areas that can be used to separate anthropogenic perturbation of the ecosystem by air pollution from natural variation. Model simulations for prognoses of future environmental status are an important part of the program. The IM sites are located in protected areas where there has been little forestry activity for many decades. Atmospheric deposition and climate change are the only human disturbances within the IM sites. This report documents the investigations performed in 1997 on the three IM-sites Gårdsjön, Aneboda and Kindla. The results are briefly described in the text, along with some highlights from the year's results. The entire set of results is included in appendixes at the end of the report.

In 1997, the weather was similar at all three stations with respect to temperature. August deviated markedly, with temperatures above normal, while April-May had a temperature deficit. The precipitation was relatively evenly distributed during the year. The summer months in 1997 were characterised by low runoff. At some point during this dry period, all streams ceased to flow. Due to heavy rain and saturated soils, Kindla had an extreme flow episode in the beginning of May, which was monitored intensively.

The stream water in the IM areas had low ionic strength, chronic acidity and relatively high aluminium concentrations. With the exception of lead, other heavy metals showed concentrations below the levels where biological effects on the biota can be expected in streams. These limits were frequently surpassed in soil and groundwater. The concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus were low in all areas. The proximity to the sea influenced the chemistry in Gårdsjön, while the high concentrations of organic matter were important in Aneboda. The chemistry of runoff at Kindla seems to have been determined by rapid, superficial riparian movements of groundwater immediately before it entered the stream.

In 1997, the stream runoff of inorganic nitrogen was only $0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ in Gårdsjön and $0.06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ from the other two IM areas. Even if the organically bound nitrogen is included, the nitrogen losses were low ($0.9\text{--}1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) compared to the open field bulk deposition ($5.5\text{--}10.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Only 12–18% of the inorganic nitrogen input was transported out from the sites via the streams. On a yearly basis, the nitrogen cycle was efficiently closed and almost the entire nitrogen input was retained in the soil and vegetation and/or was denitrified. However, the spring flood episode in Kindla was one exception. The ammonium concentration increased to $90 \mu\text{g l}^{-1}$, which is a level that had not been observed previously. The nitrate losses were very low. During this episode, the

concentrations of organic matter increased simultaneously with a decreased C/N ratio, indicating a discharge of organic matter with microbiological origin.

In Gårdsjön, the input and output of sulphate was almost in balance. At Aneboda and even more distinctly at Kindla, the outflow of sulphate was much larger than the input. The sulphate output was 100% larger than input at Aneboda, and 150% larger at Kindla. The large sulphate losses from the soils are probably coupled to the decreased atmospheric input of sulphur during the last decade and explained by the desorption of sulphate accumulated during previous decades of large atmospheric sulphur deposition.

The net runoff of sulphate implies a more prolonged recovery period from acidification in groundwater and surface water than might be expected from the reduced atmospheric sulphur deposition. This is also indicated by the high aluminium concentrations in the stream water at Kindla. In that area, the aluminium transport was at the same level as in Gårdsjön, which is situated in the most acidified part of southwest Sweden. In Aneboda, the aluminium runoff was only one third of that in Kindla.

At present, there is a large redistribution of zinc within Swedish forest soils due to soil acidification. This effect was obvious in Aneboda, where very high concentrations of zinc were found in the strongly acidified soil water in the upper part of the soil profile. The atmospheric deposition could not compensate this zinc leakage. Deeper in the soil horizon, and in the gradient towards the stream, the zinc concentrations decreased. Thus, the zinc was retained in deeper soil horizons where soil acidification was less pronounced. This redistribution of the zinc pool can create zinc deficiencies in the upper soil layers in the future.

The retention of mercury (Hg) and methyl-mercury (MeHg) was much higher at Gårdsjön than at Aneboda even though the total input of Hg was $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ and $22 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$, respectively. The stream runoff was 12,5% and 3,8% of the total Hg input in Aneboda and Gårdsjön, respectively. For MeHg, the same values were 100% and 7%, respectively. As yet, the causes for these differences are unclear, but the differences in soil processes and hydrological pathways between the areas might be important.

In all three IM-areas, the understory plant communities are extremely homogenous and relatively species-poor. One or two species of mosses dominate totally, while other species occur only sparsely. Similarly, all three IM-sites showed comparably high values on the acidity index (Ellenberg), indicating only slightly acidic conditions. However, the low numbers of species influence the interpretation of the index values. In Gårdsjön, 75% of the pine trees had a defoliation of more than 20%, which is much higher than found in southern Sweden (Götaland) by the Swedish Forest Survey (SFS). For Norway spruce, at both Gårdsjön and Aneboda the defoliation was similar to that found by the SFS. At Aneboda, however, the discoloration of spruce needles was almost four times as high as reported by SFS for the region.

The algae thickness on spruce needles was positively correlated with the nitrogen deposition, but other factors (e.g. temperature, humidity and sulphur deposition), that co-vary with the nitrogen deposition also showed similar correlations to algae thickness. This makes it difficult to distinguish the effect of each single factor. The colonisation time for algae on spruce needles and the age of the oldest needle did not show any correlation with these climatic and deposition dependent parameters.

Övervakningens bakgrund och syfte

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i fyra skogsekosystem inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Konventionsarbetet är organiserat med ett antal arbetsgrupper varav den effektrelaterade omfattar sex övervakningsprogram (ICP) varav IM utgör en, med Sverige som ordförandeland. Tretton länder i Europa deltar i IM-programmet och Finland samordnar datainsamlingen och gör övergripande rapporter. Övervakningen omfattar ett antal obligatoriska delprogram, som alla länder utför. Sverige har valt att utföra även några av de optionella delprogrammen, bl.a. studier av metaller, skogsskador, algbeläggning på barr, förnaredbrytning etc.

Övervakningen är effektrelaterad. Den studerar konsekvenser på hela ekosystemet av depositionen av kväve, svavel och tungmetaller samt klimatförändringar. Det ursprungliga målet var att fastställa miljötillståndet i skogliga ekosystem och prognosticera förändringar orsakade av främst svavel- och kvävedeposition. Successivt har programmet utvecklats till att inkludera även annan miljöpåverkan.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka separera mänsklig påverkan från naturliga förhållanden och variationer. Modeller för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Områdena har valts i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogsvårdande åtgärder. Deposition och klimatförändringar är de enda mänskliga störningarna i områdena. För att kunna uppfylla målsättningarna med programmet måste övervakningen vara långsiktig. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön.

I det internationella övervakningssystemet prioriteras tidsserier av vetenskapligt och statistiskt säkra uppgifter om tillstånd och processer i små områden framför areellt täckande inventeringar. Detta grundar sig på att förståelse av processer i det ekologiska systemet möjliggör skapandet av modeller som kan förutsäga långsiktiga effekter och miljöförändringar. IM-programmet bör på sikt också kunna inrymma övervakning av klimatförändringar, ozon samt persistenta organiska föreningar (POP) och deras effekter på biotan.

Val av områden och undersökningsmetodik

Målsättningen att på ekosystemnivå följa vattenomsättning och biogeokemiska processer för att försöka förklara observerade effekter på biota kräver kvantitativa bestämningar av inflöde, förråd och utflöde. Metodiken innebär att man kan klarlägga behovet av åtgärder för att upprätthålla en uthålligt god miljö. För en utförlig redovisning av den metodik som används hänvisas till IM-manualen (http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm, EDC 1993, FEI 1998).

De parametrar som bestäms i avrinningsområdet på ekosystemnivå är fysikaliska förhållanden (t.ex. berggrund, jordlager och vatten), kemiska förhållanden i mark, vatten och vegetation samt biologiska förhållanden (t.ex. flora och beståndsdata). De processer som studeras är deposition, vittring, omsättning och utbyte i marken, avdunstning och gasutbyte, upptag i levande

biomassa och utflöden i avrinnande vatten från området. De övergripande samband som nyttjas är vattenbalans och hydrokemiska budgetar;

$$P = E + R \pm \Delta S$$

där P = nederbörd, E = avdunstning, R = avrinning och ΔS = ändring i vattenmagasin;

$$DEP + WEATH = UPTAKE + LEACH$$

där DEP = deposition av ämnen, $WEATH$ = vittring, $UPTAKE$ = vegetationupptag, $LEACH$ = utlakning.

Övervakningen av ekosystemets olika delar görs inom väldefinierade små avrinningsområden. Området bör vara så homogent som möjligt vad avser geologi och vegetation. Det bör vara i storleksordningen 10-100 ha och inneslutas av en likartad omgivning för att eliminera randeffekter. Området bör vara typiskt för regionen. Det bör ha lång kontinuitet utan skogliga åtgärder och vara fritt från störande aktiviteter, något som bäst tillgodoses i naturskyddade reservat. Området skall avvattnas av en bäck, vara fri från sjöar och ha liten andel myrmark. Avstånd till förorenande aktiviteter och utsläpp bör vara > 50 km. Det bör också ligga så långt från havet att direkt inverkan därifrån starkt reduceras.

I Sverige genomfördes en omfattande förändring av miljöövervakningen 1995, vilket innebar att tre nya IM-områden utsågs. Dessa har successivt byggts upp. Aneboda (SE-14) etablerades 1996, Kindla (SE-15) etablerades 1997 medan etablering pågår i Gammtratten (SE-16). Området vid Gårdsjön (SE-04) har däremot lång kontinuitet med mätningar sedan 1970. Områdena är likartade men lokaliserade till regioner med olika klimat och depositionsförhållanden (Figur 1). Föreliggande rapport behandlar resultaten från 1997, vilket medför att resultat från Gammtratten ej kan redovisas.

Nedan följer en kortfattad presentation av områdena, som mer utförligt kommer att beskrivas i en särskild rapport (Lundin et al. in prep.).

Gårdsjön - SE-04

IM-området i Gårdsjön är ett litet avrinningsområde (F1) om knappt 0.04 km², dominerat av tunna (0-0.7 m) moräntäcken med hög frekvens sten och block. Området är ett av flera som undersöks med inriktning på terrester och hydrologisk forskning. Undersökningarna har pågått sedan 1970. Gårdsjön har ingått som IM-område sedan 1991. Området har varit skogklätt under hundratals år men avverkades i början av 1900-talet. Gallring utfördes 1968 och en del i sydväst avverkades 1980 och återplanterades därefter. Boskap har betat i området fram till 50-talet.

Läge:	Västkusten, Bohuslän, Västra Götalands län
Lat./Long:	N 58° 03' ; E 12° 01'
Rikets nät:	644295; 127668
Kartblad:	Göteborg 7B NO
Area:	3.7 ha
Altitud:	114-140 m ö.h.
Berggrund:	Yngre gnejsiga granodioriter
Årsmedeltemperatur:	+ 6.7 °C (3)
Nederbörd:	1000 mm
Avdunstning:	480 mm
Avrinning:	520 mm



Figure 1. *Sverigekarta med lokalisering av IM-områdena.*
Map of Sweden with the locations of the IM areas.

Aneboda - SE-14

IM-området i Aneboda är ett 0.2 km² stort avrinningsområde mitt på Sydsvenska höglandet. Boskap har under flera århundraden nyttjat området, som sannolikt kalavverkades i mitten av 1800-talet med spontan skogsåterväxt därefter. Under tiden 1940-1955 gjordes tidvis gallringar. Undersökningar avseende mark, vegetation och vatten har pågått sedan 1982. Aneboda etablerades som IM-område 1995. Området utgörs av småbruten, ställvis mycket stor- och rikblockig mark med relativt stort inslag av fuktiga och blöta marktyper. Skogen domineras av gran med inblandning av främst tall, bok och björk. Det bör påpekas att boken förnygrar sig väl.

Läge:	Sydsvenska höglandet, Småland, Kronobergs län
Lat./Long:	N 57° 05' ; E 14° 32'
Rikets nät:	633255; 142407
Kartblad:	Växjö SE NV
Area:	19.6 ha
Altitud:	210-240 m ö.h.
Berggrund:	Granit
Årsmedeltemperatur:	+ 5.8 °C (3)
Nederbörd:	750 mm (4)
Avdunstning:	470 mm
Avrinning:	280 mm

Kindla - SE-15

IM-området i Kindla är ett 0.2 km² avrinningsområde i centrala Bergslagen. Regionen karaktäriseras av småkullig terräng och större höjder. Barrskog med inslag av öppna myrar dominerar. Området är kuperat med branta sluttningar med höjdskillnader på uppåt 100 m inom ett avstånd av endast 200 m. Skogen domineras av ca 100 årig, ogallrad gran. Många kolbottnar i området visar att skogen under tidigare sekler nyttjats till träkolframställning. Området etablerades som IM-område 1996.

Områdesuppgifter

Läge:	Bergslagen, Västmanland, Örebro län
Lat./Long:	N 59° 45' ; E 14° 54'
Rikets nät:	662650; 144950
Kartblad:	Filipstad 11E NV
Area:	19.1 ha
Altitud:	312-415 m ö.h.
Berggrund:	Graniter
Årsmedeltemperatur:	+ 4.2 °C
Nederbörd:	900 mm
Avdunstning:	450 mm
Avrinning:	450 mm

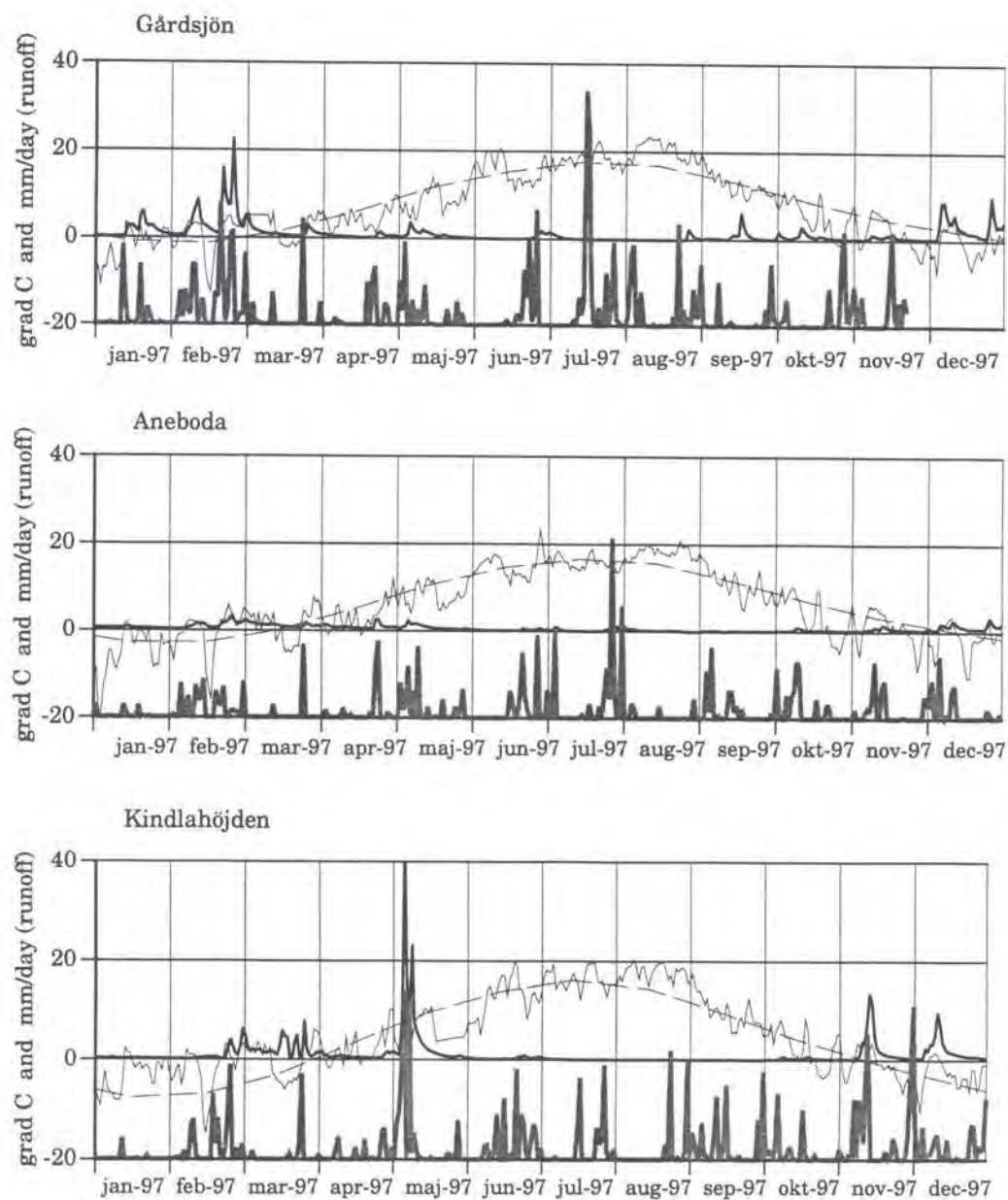
Väderförhållanden 1997

Temperatur och nederbörd varierade på ett karaktäristiskt sätt i de tre IM-områdena (Figur 2). Temperaturmässigt framgår att vädret var likartat vid samtliga stationer. Augusti avvek markant med temperaturer över de normala, medan månaderna april-maj hade ett temperaturunderskott. Nederbörden var relativt jämt fördelad under året. Eftersom endast korta avrinningsserier föreligger kan ingen direkt jämförelse göras med ett normalår. Den låga vattenföringen under sommarmånaderna kännetecknade 1997 års avrinning. Periodvis sinade samtliga bäckar. Kindla hade en extrem flödestopp i början av maj vilket förklaras av kraftiga regn i kombination med mättade markförhållanden.

Vattenbalans 1997

Vattenbalansen för de tre områdena visar på en avrinning av 30-45% av nederbörden med låg andel i Aneboda och högre i de två andra (Tabell 1-3). För Gårdsjön (Tabell 1) redovisas enbart uppmätt nederbörd och avrinning. I de övriga områdena har den potentiella evapotranspirationen beräknats enligt Pennman (1948). På grund av bortfall av meteorologiska observationer vid Aneboda under en stor del av sommaren (åsknedslag i mätutrustningen) har data från ASA försökspark använts under motsvarande period. ASA försökspark är belägen ca 1 km öster om Aneboda.

I både Aneboda (Tabell 2) och Kindla (Tabell 3) var nettomagasineringen positiv 145 respektive 185 mm. En positiv nettomagasinering innebär att områdena innehåller mer lagrat vatten vid årets slut än i början av året. På grund av osäkerheten i framför allt beräkningarna av avdunstning är siffrorna ungefärliga. I Aneboda var grundvattenståndet 0,33 m högre vid årets slut. Snötäcke fanns i början av året (ca 1 cm) men saknades i slutet. Skillnaden i grundvattennivå kan förklara en del av det årliga magasinsöverskottet på 145 mm. I Kindla fanns i början av året ett snötäcke på ca 10 cm. Vid slutet av året hade ett 35 cm tjockt snötäcke byggts upp. Denna skillnad förklarar ca 35-50 mm av överskottet i magasineringen. Samtidigt var grundvattennivån ca 0,28 m högre vid årets slut. Tillsammans med ändrat markvattenmagasin kan dessa faktorer utgöra en stor del av magasinsöverskottet.



Figur 2. Dygnsvärden (mm / dag) på nederbörd (grå linje), avrinning (fet linje) och temperatur (smal linje, streckad linje visar långtidsmedelvärde).
Daily values (mm / day) on precipitation (grey line), runoff (bold line) and temperature (thin line, broken line shows long-term average).

Tabell 1. Månadsvärden (mm/månad) för nederbörd och avrinning i Gårdsjön 1997.
Monthly values (mm/month) on precipitation and runoff in Gårdsjön 1997.

Datum	Nederbörd ^a	Avrinning ^b
jan-97	38	43
feb-97	130	
mar-97	61	42
apr-97	54	14
maj-97	80	27
jun-97	112	6
jul-97	7	
aug-97	137	5
sep-97	116	22
okt-97	72	25
nov-97	49	20
dec-97	155	119
SUMMA	1067	462

^a korrigerad nederbörd, Gårdsjön

^b uppmätt avrinning

Tabell 2. Månadsvärden (mm/månad) för nederbörd, avdunstning, avrinning och magasinering i Aneboda 1997.
Monthly values (mm/month) on precipitation, evapotranspiration, runoff and storage change in Aneboda 1997.

Datum	Nederbörd ^a	Avdunstning ^b	Avrinning ^c	Magasinering ^d
jan-97	8	9	19	-20
feb-97	80	12	31	37
mar-97	31	22	39	-30
apr-97	52	27	28	-3
maj-97	72	38	25	8
jun-97	63	60	6	-4
jul-97	113	54	12	47
aug-97	38	60	7	-30
sep-97	62	30	3	29
okt-97	71	15	9	47
nov-97	45	10	17	19
dec-97	91	5	40	46
SUMMA	726	344	236	145

^a korrigerad nederbörd, IVL, Aneboda

^b beräknad potentiell evapotranspiration enligt Penmans ekvation

^c uppmätt avrinning

^d Nederbörd - Evapotranspiration - Avrinning

Tabell 3. Månadsvärden (mm/månad) för nederbörd, avdunstning, avrinning och magasinering i Kindla 1997.
Monthly values (mm/month) on precipitation, evapotranspiration, runoff and storage change in Kindla 1997.

Datum	Nederbörd ^a	Avdunstning ^b	Avrinning ^c	Magasinering ^d
jan-97	8	5	8	-5
feb-97	91	5	18	68
mar-97	32	19	76	-62
apr-97	32	30	21	-19
maj-97	150	41	147	-38
jun-97	100	66	10	25
jul-97	73	73	4	-3
aug-97	61	63	2	-4
sep-97	78	26	3	49
okt-97	68	11	10	47
nov-97	134	3	62	70
dec-97	118	1	57	60
SUMMA	945	342	417	186

^a korrigerad nederbörd, Nyberget (SMHI-bet 9544)

^b beräknad potentiell evapotranspiration enligt Penmans ekvation

^c uppmätt avrinning

^d Nederbörd - Evapotranspiration - Avrinning

Kemiska förhållanden 1997

Följande kortfattade karaktärisering av det kemiska tillståndet i IM-områdena under 1997 baseras på de medelhalter som finns redovisade i tabellbilagan till denna rapport. För närmare beskrivning av antalet observationer, statistisk spridning etc. hänvisas till dessa tabeller.

Depositionen på öppen mark hade låg jonstyrka i samtliga tre IM-områden, motsvarande en konduktivitet på 1,8-2,6 mS m⁻¹. Gårdsjöns närhet till havet och en betydande torrdeposition av havssalter framträder dock tydligt i krondroppets konduktivitet på ca 10 mS m⁻¹, att jämföra med 3,8 och 3,5 mS m⁻¹ i Aneboda respektive Kindla. Markvatten, grundvatten och bäckvatten hade ungefär samma jonstyrka som krondroppet i både Gårdsjön och Kindla, vilket indikerar snabba transportvägar i marken och kort tid för modifiering av nederbördsvattnet. I Aneboda var ledningsförmågan nästan dubbelt så hög i dessa medier jämfört med krondroppet, vilket indikerar större påverkan från markkemiska processer. De höga kiselhalterna (27 mg l⁻¹) i markvattnet på 10 cm markdjup i Gårdsjön, indikerar kraftig vittring i E-horisonten. Motsvarande höga halter förelåg dock inte djupare i markprofilen eller i ytvattnet, vilket gör observationen svår att tolka. Bäckvattnet i Gårdsjön hade låg kiselhalt (1,6 mg l⁻¹) jämfört med både Aneboda och Kindla (4,8 respektive 3,2 mg l⁻¹). I de båda senare områdena låg halterna i intervallet 3-5 mg l⁻¹ i mark- och grundvatten, förutom i utströmningsområdena där de var ca 2 mg l⁻¹ högre. Det senare indikerar tillskott av äldre grundvatten.

Depositionen på öppen mark och i krondropp uppvisade små skillnader i pH mellan områdena (pH≈4,6). Det förelåg tämligen små skillnader i pH mellan krondropp och mark- och grundvatten i inströmningsområdena, medan pH i utströmningsområdena var betydligt högre (pH>5,5) än i krondroppet i Aneboda och Kindla. Vattnets buffertskapacitet, ANC, uppvisade ett likartat mönster som pH med låga eller negativa ANC-värden (<0,03 mekv l⁻¹) i avrinningsområdets övre delar. I utströmningsområdena var dock buffertkapaciteten tämligen hög

med en vätekarbonatalkalinitet $>0,1$ mekv l^{-1} i Aneboda och Kindla. Detta indikerar tillförsel av äldre grundvatten i dessa områden, men inte i Gårdsjön där både pH och ANC var låga överallt i marken. Även bäckvattnet var påtagligt surt i samtliga områden ($pH < 4,5$), men avrinningen i Aneboda uppvisade ett positivt ANC på ca $0,05$ mekv l^{-1} , i motsats till Gårdsjön och Kindla, vilka var permanent sura, med negativa ANC.

I depositionen på öppet fält dominerades anjonerna av klorid i Gårdsjön och av sulfat i de båda andra områdena. Påverkan av havssalter i södra Sverige framträdde tydligt i krondroppet där klorid var den dominerande anjonen både i Gårdsjön och Aneboda, medan sulfat dominerade i Kindla. Sulfat var för övrigt den mest framträdande anjonen i samtliga medier i Kindla, med nivåer 2-3 gånger högre än i krondroppet. Detta indikerar att stora mängder sulfat tillförs mark- och grundvatten från källor i marken (se nedan). I Aneboda var sulfat- och kloridjonhalterna på ungefär samma nivåer i mark-, grund- och ytvatten och även där indikerar sulfatnivåerna ett betydande tillskott av svavel från marken. I Gårdsjön var klorid den klart dominerande anjonen i det vatten som passerat marken och sulfathalterna tyder på balans mellan tillfört och uttransporterad sulfat. Organiska anjoner utgjorde ca 7% av anjonflödet i bäcken i Gårdsjön, medan motsvarande värden var 19% och 16% för bäckarna i Aneboda respektive Kindla.

I depositionen på öppet fält dominerades kationerna av natrium i samtliga områden. Även krondroppet dominerades av natrium i Gårdsjön och Aneboda, medan den interncirkulerande kationen kalium uppvisade högst halter i Kindla. Natrium var för övrigt den mest framträdande kationen i det vatten som passerat marken i samtliga områden, med likartade nivåer som klorid. Magnesium var den näst dominerande kationen i Gårdsjön, medan kalcium och magnesium var på samma nivå i Aneboda och Kindla. Vätejoner utgjorde ett betydande inslag i samtliga medier förutom i grundvattnet i utströmningsområdena i Aneboda och Kindla. Nivåerna låg normalt i intervallet $0,02$ - $0,08$ mekv l^{-1} , varierande beroende på vattnets ursprung. Ett underskott av kationer i förhållande till anjoner antyder att inslaget av sura, kationiska metaller, främst aluminium och eventuellt något järn, hade en påtaglig påverkan på jonbalanserna. I bäckvattnet utgjorde sura, kationiska metaller storleksordningen $0,05$, $0,02$ och $0,07$ mekv l^{-1} för Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla.

Halterna av totalaluminium var höga i samtliga tre områden oavsett medium. I markvattnet låg halterna på 1 - 3 mg l^{-1} , medan det i Aneboda och Kindla var något lägre ($0,4$ - $0,6$ mg l^{-1}) i grundvattnet i utströmningsområdena. Halterna i bäckvattnet var lägst i Aneboda ($0,5$ mg l^{-1}) och ca $0,9$ mg l^{-1} i de båda andra områdena. Antar man att halten sura, kationiska metaller utgjordes enbart av aluminium var medelladdningen per aluminiumatom $+1,5$, $+1,0$ och $+2,3$ i bäckvattnet i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla. Med tanke på att pH var tämligen lika i områdena, förefaller aluminium ha varit tämligen väl komplexbundet i Aneboda och mycket lite i Kindla. Al-fraktioneringen (Driscoll-metoden) av mark-, grund och ytvatten i Aneboda visade att 44% utgjordes av organiskt aluminium i bäckvattnet, vilket var på samma nivå som i det ytliga markvattnet (under E-horisont). I Kindla kan bäckvattnet ha varit mycket toxiskt för gälandande organismer.

Halten löst organiskt material (DOC) var drygt dubbelt så hög i bäckvattnet i Aneboda (22 mg l^{-1}), som i Gårdsjön och Kindla (ca 10 mg l^{-1}). Förutsättningarna

för att komplexbinda metaller var följaktligen avsevärt bättre i Aneboda än i de båda andra områdena. De höga DOC-halterna återspeglades givetvis även i halterna organiskt bundet kväve och fosfor, med avsevärt högre halter i Aneboda ($670 \mu\text{g org-N l}^{-1}$, $16 \mu\text{g Res-P l}^{-1}$) jämfört med de båda andra områdena ($200\text{--}250 \mu\text{g org-N l}^{-1}$, $2\text{--}5 \mu\text{g Res-P l}^{-1}$). Det organiskt bundna kvävet utgjorde 92-95% av totalkvävet i alla tre bäckarna, medan motsvarande intervall var 83-100% för den organiskt bundna fosfor (Res-P). De oorganiska kväve- och fosforfraktionerna förekom följaktligen i mycket låga halter ($<25 \mu\text{g oorg-N l}^{-1}$, $<3 \mu\text{g PO}_4\text{-P l}^{-1}$).

Inget av områdena hade särskilt höga järn- eller manganhalter i bäckvattnet ($<1,1 \text{ mg Fe l}^{-1}$, $<0,1 \text{ mg Mn l}^{-1}$). Däremot uppmättes tämligen höga järnhalter (5 mg l^{-1}) i grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda. Halterna av koppar, bly, zink och kadmium i bäckvattnet analyserades endast i Aneboda under 1997 och halterna var med undantag av bly ($1,1 \mu\text{g l}^{-1}$) under de nivåer där negativa biologiska effekter kan förväntas. De lägsta halterna för negativ biologisk effekt är för Cu $>3 \mu\text{g l}^{-1}$, för Pb $>1 \mu\text{g l}^{-1}$, för Zn $>20 \mu\text{g l}^{-1}$ och för Cd $>0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ (NV 1999). I mark- och/eller grundvatten i inströmningsområdet uppmättes dock halter som översteg dessa nivåer för koppar, bly, kadmium och särskilt för zink (se nedan). Även totalkvicksilver och metylkvicksilver analyserades i Gårdsjön och Aneboda, där särskilt det senare området uppvisade höga halter (se nedan).

Avslutningsvis kan man sammanfatta områdena som jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Övriga metaller, med undantag av bly, uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I mark- och grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden frekvent. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet framgår tydligt medan de höga halterna organiskt material påverkar kemin i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken.

Låga kväveförluster från skogsmarken.

Uttransporten av oorganiskt kväve (nitrat och ammonium) via bäckarna var 1997 endast omkring $0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i Gårdsjön och cirka $0.06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ från de andra två områdena. Detta är mycket låga värden och även inkluderat organiskt bundet kväve var utflödena små ($0,9\text{--}1,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) i jämförelse med depositionen på öppet fält ($5,5\text{--}10,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Endast 12-18% av det tillförda oorganiska kvävet lämnade områdena via bäckarna.

Kvävekretsloppen var uppenbarligen effektivt slutna och nästan hela depositionen fastlades i mark och vegetation och/eller denitrifierades. Risk för stora kväveläckage anses föreligga om kväveflödet i krondropp överstiger $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Naturvårdsverket 1999). I Gårdsjön låg kväveflödet i krondroppet strax över denna nivå 1997, medan den var betydligt lägre ($2\text{--}3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) i de andra områdena. Trots det hade Gårdsjön den mest effektiva fastläggningen av kväve.

Vinterhalter av kväve och arginin i granbarr ger ytterligare indikation på eventuell kvävemättnad. Dessa variabler mättes 1997 endast i Kindla där risken för kväveläckage är liten. Ariginin i granbarr mäts numera i samtliga IM-områden.

Höga ammoniumhalter under extrem vårflödesepisod.

I början av maj 1997 uppstod en extrem flödesepisod i Kindla. Efter en kall och snöfattig vårvinter var tjälen djup. Den 4:e maj föll en dm snö på den tjälade marken och dagen efter började det töa och regna vilket resulterade i en flödestopp med ett maxflöde på $1400 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$, vilket kan jämföras med normala flödestoppar på ca $100 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$. Under två timmar var den övre dammen översvämmad. Efteråt kunde tydliga tecken på ytavrinning längs sluttningarna iakttas. Förnan hade delvis spolats på marken nedför sluttningarna.

En flödesstyrd provtagare tog 14 prover under 6 dagar i anslutning till denna extrema flödesepisod. Resultaten visade på höga ammoniumhalter i bäcken, $90 \mu\text{g/l}$, vilket aldrig tidigare uppmätts. Nitrathalterna var försumbara. Halten organiskt material ökade kraftigt samtidigt som C/N kvoten minskade, vilket indikerar en utspolning av mikrobiologiskt organiskt material. Sulfathalten minskade p.g.a. utspädning, liksom klorid och natrium. pH var oförändrat lågt under episoden vilket visar att Kindla har ett kroniskt surt tillstånd. Episoden finns vidare beskriven och kommenterad i Fölster (1999).

Fördröjd återhämtning från markförsurning p.g.a. svaveldesorption

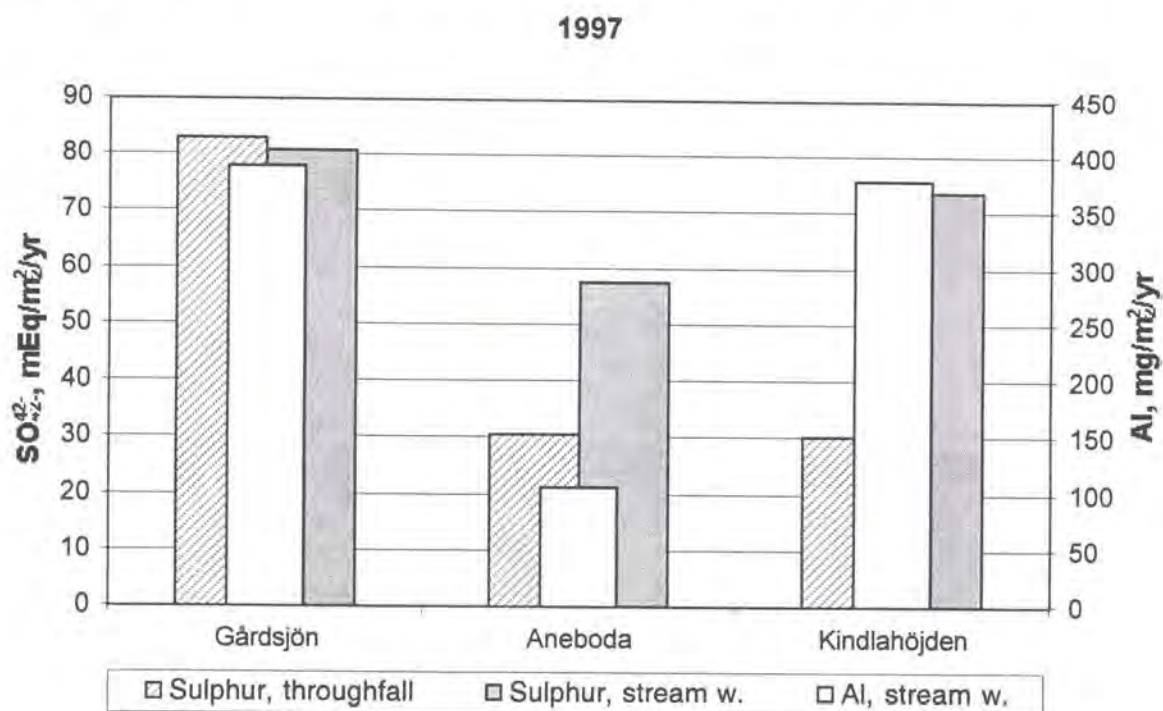
Flödena av sulfat genom de tre IM områdena uppvisade under 1997 stora skillnader. I Gårdsjön, balanserade inflödet via deposition, mätt i krondropp, i princip utflödet via bäckvattnet. I både Aneboda, och i ännu högre grad i Kindla, var däremot utflödet av svavel från marken betydligt större än inflödet till områdena (Figur 3). I Aneboda motsvarade deponerat svavel drygt 50% av den mängd som transporterades ut från området under året, medan motsvarande värde för Kindla var ca 40%.

De stora svavelförlusterna från mark i Aneboda och Kindla kan sannolikt förklaras av att sulfat, som under tidigare decenniers höga svaveldeposition adsorberats till seskvioxider (bl.a. sekundära järnföreningar) i markernas B-horisont, numera desorberas p.g.a. den lägre svaveldepositionen. En ny adsorptions-/desorptionsjämvikt är på väg att ställa in sig i marken. Dessutom gav den torra sommaren 1997 upphov till låga grundvattennivåer, vilket sannolikt innebar oxidation av organiskt bundet svavel i områdenas morän- och torvmarker. Även Gårdsjön har under perioden 1992-97 uppvisat en nettoförlust av svavel från markerna, men när bara 1997 granskas erhålls inte denna bild.

Nettoutflöde av sulfat medför att återhämtningen av grund- och ytvattnets surhetstillstånd fördröjs och kommer att gå långsammare än förväntat med tanke på minskningarna i svaveldeposition. Detta indikeras bl.a. av de höga aluminiumförlusterna i Kindla. Aluminiumflödena var där på samma nivå som i Gårdsjön, ett av sydvästra Sveriges mest försurningspåverkade områden. I Aneboda, med en svaveldeposition motsvarande den i Kindla, var aluminiumflödet ut från området emellertid endast en tredjedel av det aluminiumflöde som mättes upp i Kindla.

De höga aluminiumflödena i Kindla var en följd av både stor avrinning och höga aluminiumhalter i det avrinnande vattnet. Att halterna var högre i Kindla än i Aneboda kan rimligtvis inte skyllas på försurningen eftersom den sura depositionen var på samma nivå som i Aneboda och mindre än hälften av vad den var i Gårdsjön. Orsaken är snarare att intensiteten var olika stora i de markprocesser som styr pH i vattnet på dess väg genom marken. Aneboda och

Kindla har en tämligen likartad berggrund, men moränen i Aneboda har ett större inslag av lättvittrade mineral, som befrämjar de neutraliserande pH-höjande vittringsprocesserna. I Kindla innebär den låga vittringsintensiteten och vattnets korta omsättningstid att pH-värdet stiger mycket litet ner till det ytliga grundvattnet. Det medför att aluminium i höga halter kan transporteras ut till bäckvattnet med det ytliga grundvattnet och vidare ut ur avrinningsområdet.



Figur 3 Sulfatflöden ($\text{mEq m}^{-2} \text{år}^{-1}$) via deposition (krondropp) och bäckvatten samt aluminiumflöden i bäckvatten ($\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$) under 1997 i Gårdsjön, Aneboda och Kindla.
 Sulphur fluxes ($\text{mEq m}^{-2} \text{y}^{-1}$) in deposition (throughfall) and stream runoff, and aluminium fluxes in stream runoff ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$) during 1997 in Gårdsjön, Aneboda och Kindla.

Kan zink bli ett bristämne i skogsmark?

För närvarande sker en omfattande omfördelning av zink i svensk skogsmark till följd av markförsurningen. Detta framgår tydligt av mätningarna i Aneboda (Figur 4), där mycket höga halter av zink uppmättes i det starkt sura ytliga markvattnet. Här skedde en betydande urlakning av zink som inte kompenseras av tillförseln från atmosfärisk deposition. I markens översta skikt minskade alltså förråden av zink. Zinkhalterna i vattenfasen minskade successivt nedåt i markprofilen och ut mot bäcken (Figur 4). Zink fastnade alltså återigen i djupare marklager där försurningen ännu inte nått så långt. Den här omfördelningen av zinkförråden i mark kan innebära att zink blir ett bristämne i de ytliga marklagren. Zink är en s.k. essentiell metall, d.v.s. den är viktig för livsprocesserna hos träd och andra organismer i skogsekosystemet.

En stor urlakning av zink ur marken kan ge upphov till höga zinkhalter i ytvattnen. I Aneboda är halterna ännu så länge tämligen låga, men de kan befaras öka om markförsurningen går djupare och fastläggningen av zink inte längre fungerar lika effektivt som idag. De zinkhalter som har uppmätts i

markvattnen (medelvärde 177 $\mu\text{g/l}$) är långt över de halter ($>20 \mu\text{g/l}$) där biologiska störningar kan förväntas förekomma i ytvatten. Zinkhalter över 20 $\mu\text{g/l}$ förekommer redan idag i vissa sura vattendrag i Sydsverige. Den totala zinkhalten i mårskiktet ($57 \mu\text{g Zn g}^{-1} \text{ TS}$) är endast en femtedel av den nivå ($>300 \mu\text{g Zn g}^{-1} \text{ TS}$) där markbiologiska störningar kan förväntas.

Zinkhalter i nedfallet och i vattnet längs dess väg till bäcken



Figur 4 Zinkhalter ($\mu\text{g l}^{-1}$) i deposition (krondropp), markvatten (B-horisont), grundvatten (in- och utströmningsområde) samt bäckvatten under 1997 i Aneboda. Zink concentrations ($\mu\text{g l}^{-1}$) in deposition (throughfall), soil water (B-horizon), groundwater (recharge and discharge areas) and stream runoff during 1997 in Aneboda.

Kvicksilverdynamiken olika i Gårdsjön och Aneboda

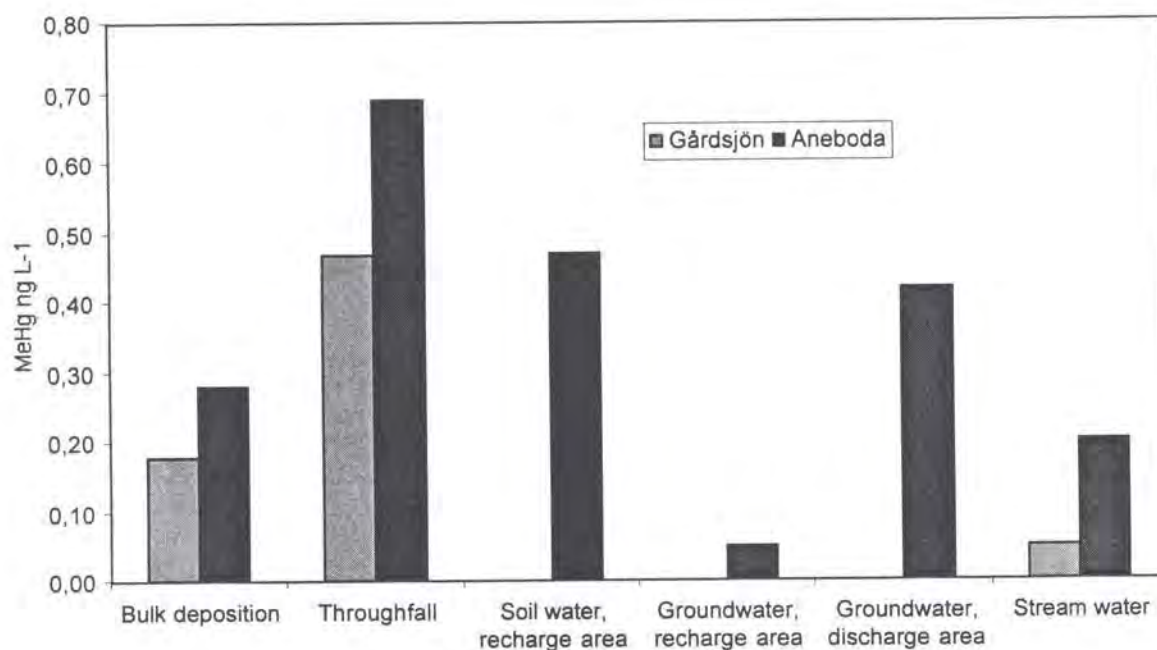
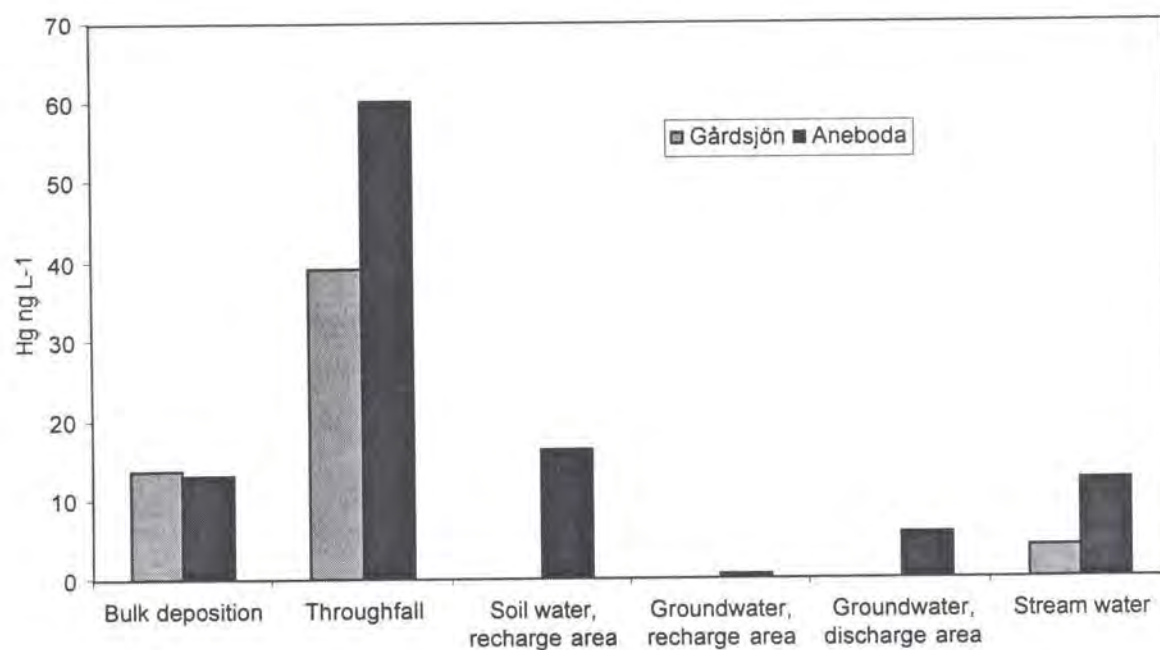
Medelhalterna av totalt kvicksilver (Hg) och metylkvicksilver (MeHg) i olika medier i Gårdsjön och Aneboda 1997 framgår av Figur 5. Båda områdena hade tämligen lika Hg-halter i nederbörden medan MeHg-halterna var något högre i Aneboda. I båda områdena ökade både Hg- och MeHg-halterna påtagligt i krondroppet jämfört med nederbörden. I Anebodas bäckvatten var kvicksilverhalterna på samma nivåer som i nederbörden medan de i Gårdsjön var betydligt lägre. I Aneboda studerades även kvicksilver i markvatten och grundvatten (Figur 5), men värdena för grundvatten är tämligen osäkra p.g.a. få observationer (1-3 st). Markvattnet uppvisade haltnivåer mellan nederbördens och krondroppets.

Det är uppenbart att Gårdsjön hade en betydligt större fastläggning av Hg och MeHg i marken än Aneboda. Detta förhållande blir än tydligare vid en jämförelse av årsflödena mellan de båda områdena. Den stora nederbördsmängden i Gårdsjön gav upphov till en betydligt högre deposition av Hg än i Aneboda (Figur 5). Torrdepositionen (krondroppet) i Gårdsjön näst intill

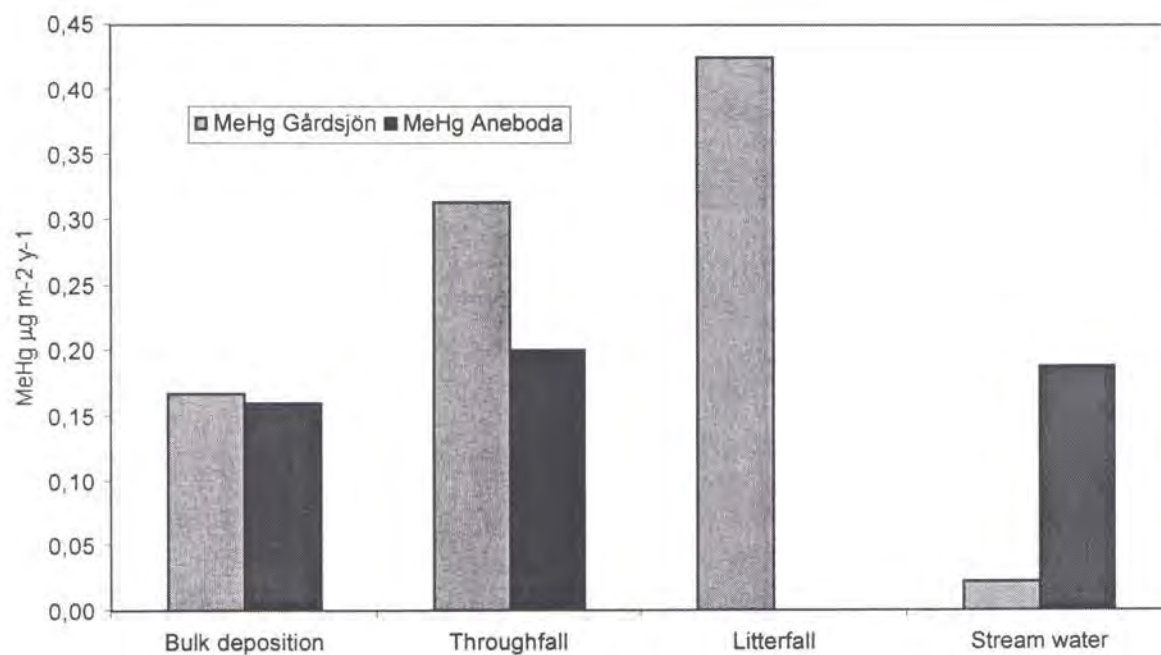
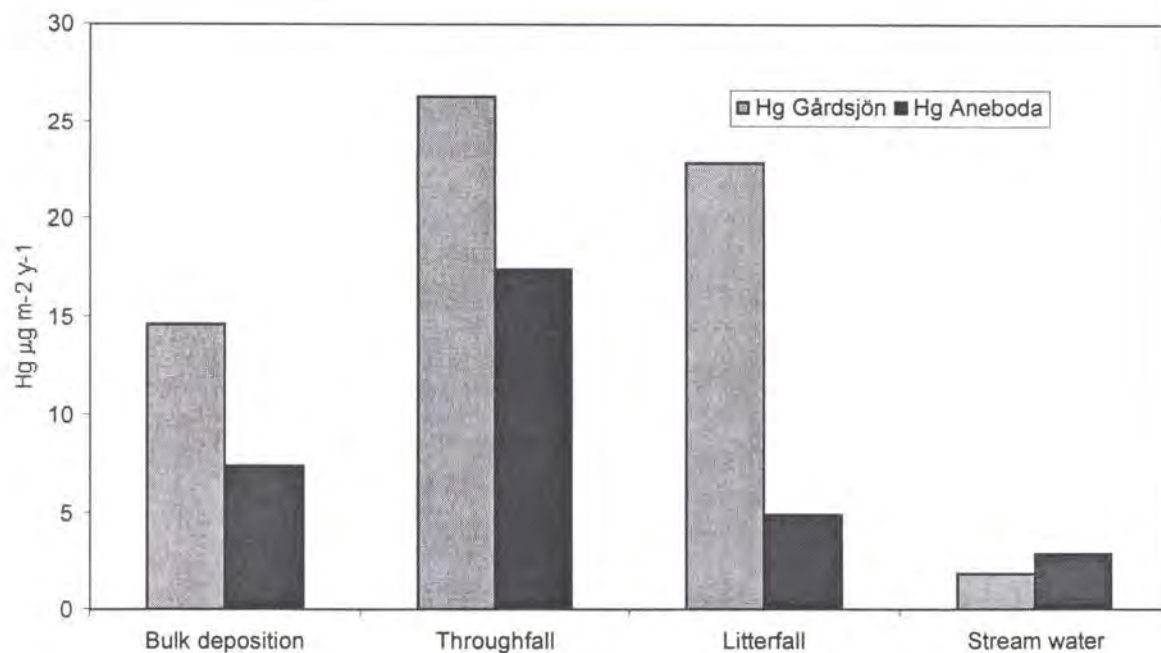
fördubblade tillförseln och en nästan lika stor mängd tillfördes med förnafallet. I Aneboda bidrog förnafallet med en betydligt mindre mängd Hg. Den totala tillförsel av Hg till mark var i Gårdsjön ca $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ och i Aneboda ca $22 \mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$. Av den totala tillförseln av Hg till marken uttransporterade bäckarna 12,5% i Aneboda och 3,8% i Gårdsjön.

För MeHg (Figur 6) var depositionen lika i Gårdsjön och Aneboda medan torrdepositionen var betydligt högre i Gårdsjön. Där utgjorde förnafallet (ej analyserat i Aneboda) den största posten i tillförseln av MeHg till skogsmarken. Det är därför anmärkningsvärt att uttransporten av MeHg var avsevärt större i Aneboda än i Gårdsjön. Uttransporten i Aneboda var lika stor som tillförseln via nederbörd eller krondropp. I Gårdsjön utgjorde uttransporten endast 7% av tillförseln av MeHg med krondroppet.

Orsakerna till skillnaderna i kvicksilverflödena mellan Gårdsjön och Aneboda kan ännu inte utpekas, men de är sannolikt kopplade till att markprocesser och hydrodynamik skiljer mellan avrinningsområdena. Eventuellt kan skillnaderna i svaveldynamik mellan områdena vara en av delförklaringarna. Det kan föreligga en koppling mellan MeHg-bildning och aktiviteten hos anaeroba svavelbakterier. Fortsatt arbete inom IM under kommande år kan förhoppningsvis ge intressanta svar på dessa frågor som i sin tur kan få betydelse för beräkningar av kritisk belastning av Hg och MeHg till ekosystem i sjöar och vattendrag.



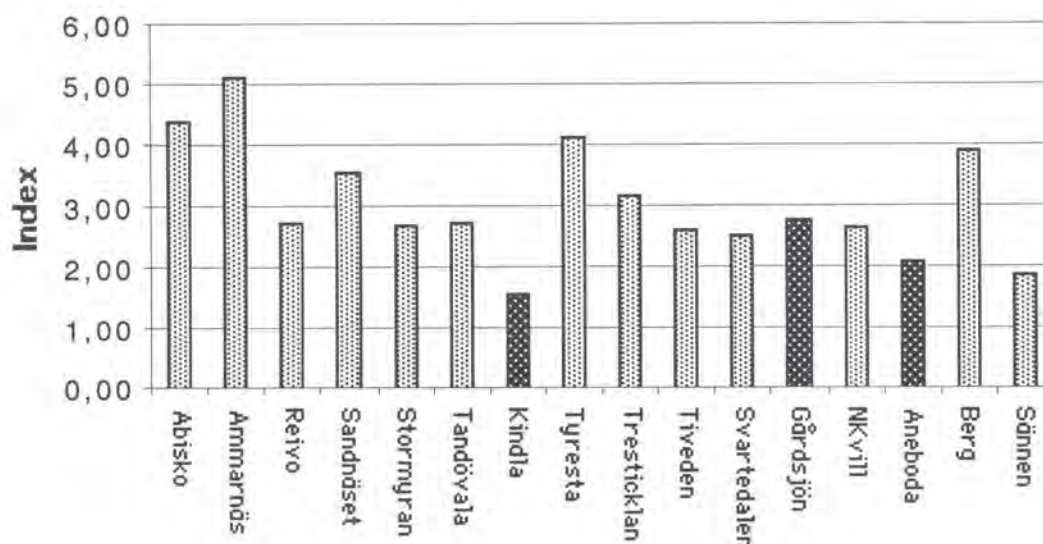
Figur 5. Halter (ng l^{-1}) av Hg (överst) och MeHg (underst) i deposition på öppet fält, krondropp, markvatten (inströmningsområde), grundvatten (in- och utströmningsområde) samt bäckvatten under 1997 i Gårdsjön och Aneboda.
 Concentrations (ng l^{-1}) of Hg (upper) and MeHg (lower) in deposition, throughfall, soil water (B-horizon), groundwater (recharge and discharge areas) and stream runoff during 1997 in Gårdsjön and Aneboda.



Figur 6. Flöden ($\mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$) av Hg (överst) och MeHg (underst) i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall samt bäckvatten under 1997 i Gårdsjön och Aneboda.
 Fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$) of Hg (upper) and MeHg (lower) in deposition, throughfall, litterfall and stream runoff during 1997 in Gårdsjön and Aneboda.

Undervegetationen homogen och artfattig

I samtliga IM-områden är undervegetationen extremt homogen och relativt artfattig. En eller två arter av mossor dominerade totalt, medan övriga arter förekom i liten mängd. Shannon's index för artdiversitet (H') var lägst vid Kindlahöden även vid jämförelse med gamla PMK's IM-områden (Figur 7).



Figur 7. Shannon's index för artdiversitet i undervegetationen på intensivytorna vid gamla PMK- (ljusa staplar) och nya IM-områden (mörka staplar). Områdena är arrangerade i nord-sydlig riktning från vänster till höger i figuren. Värdena är i huvudsak medelvärden för flera år.

Shannon's index of species diversity (H') in understorey plant communities on intensive plots at old PMK (light bars) and new IM sites (dark bars). The sites are arranged in a north-south order from left to right. Values are mainly means of several years.

Surhetsindex

Undervegetationen i alla tre områdena uppvisade jämförelsevis höga värden för surhetsindex (Figur 8), indikerande inte allt för sura förhållanden. Låga värden indikerar sura förhållanden, men lokala faktorer som t.ex. antalet arter kan påverka indexet mer än florans artsammansättning. Indexet är baserat på indikatorvärden för enskilda arter i Centraleuropa, vilket sannolikt innebär att indexen är mer relevanta för de södra än de norra provytorna. Områdena är arrangerade enligt gradienten för svaveldeposition med det lägsta nedfallet längst till vänster (Kindla). Indexen för Gårdsjön, Aneboda och Kindla representerar ett års mätningar, medan övriga är medelvärden för flera år.

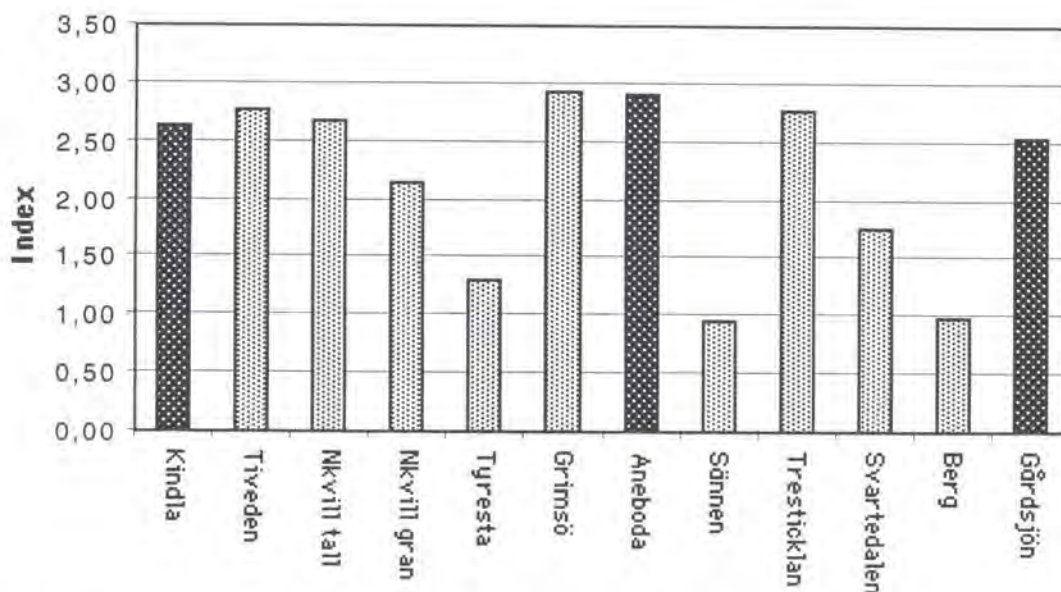


Figure 8. Surhetsindex (Ellenberg) för undervegetationen på intensivytorna vid gamla PMK- (mörka staplar) och nya IM-områden (mörka staplar). Områdena är arrangerade enligt gradienten för svaveldeposition med det lägsta nedfallet längst till vänster. Index for pH (Ellenberg) of understorey plant communities on intensive plots at old PMK (light bars) and new IM sites (dark bars). The sites are arranged from left to right in order of falling SO₄-S deposition amounts.

Kronutglesning och missfärgning av barr

Kronutglesningen och missfärgningen av granbarr vid Gårdsjön (mörka staplar) och Aneboda (ljusa staplar) framgår av Figur 9. Kronutglesningen var i dessa områden i medeltal 20% (66 träd, Gårdsjön) respektive 16% (102 träd, Aneboda). Inventering av Riksskogstaxeringen har visat att 30% av de gamla granarna har en kronutglesning större än 20% i Götaland. Motsvarande siffra var 35% i Gårdsjön. 75% av tallarna i Gårdsjön hade en kronutglesning över 20%, vilket är avsevärt högre än Riksskogstaxeringens observationer. I Aneboda var kronutglesningen på samma nivå som Riksskogstaxeringens för Götaland, men andelen missfärgade barr var nästan fyra gånger högre. Skillnaderna mot Riksskogstaxeringens värden motiverar speciella observationer av kronutglesning hos tall i Gårdsjön och missfärgning av gran i Aneboda.

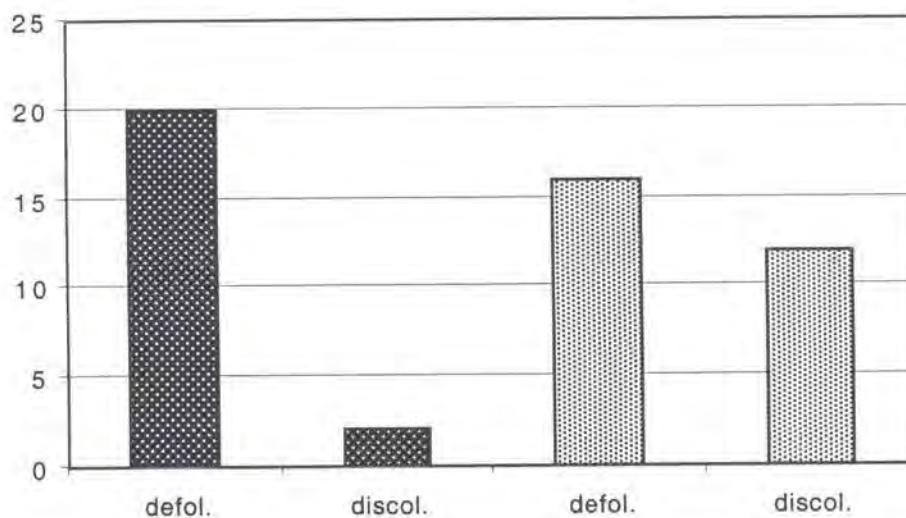


Figure 9. Kronutglesning och missfärgning av granbarr i cirkelytorna vid Gårdsjön (mörka staplar) och Aneboda (ljusa staplar).
Defoliation and discolouration of needles on Norway Spruce on circular plots at Gårdsjön (dark bars) and Aneboda (light bars).

Alger på granbarr och högsta barrålder

Algbeläggningens tjocklek (staplar, medelvärde och standardavvikelse) på granbarr vid de gamla PMK- och nya IM-områdena framgår av Figur 10. Områdena är arrangerade efter depositionsgradienten för kväve (linje). Kvävedepositionen vid Kindla och Aneboda låg ungefär mitt i gradienten, medan den vid Gårdsjön var hög. Algbeläggningens tjocklek var positivt korrelerad mot kvävedepositionen, men även andra faktorer (t.ex. temperatur, fuktighet och svaveldeposition), som samvarierar med kvävenedfallet uppvisade liknande samband. Det är därför svårt att särskilja effekten av varje enskild faktor. I de tre nordligaste områdena saknades alger.

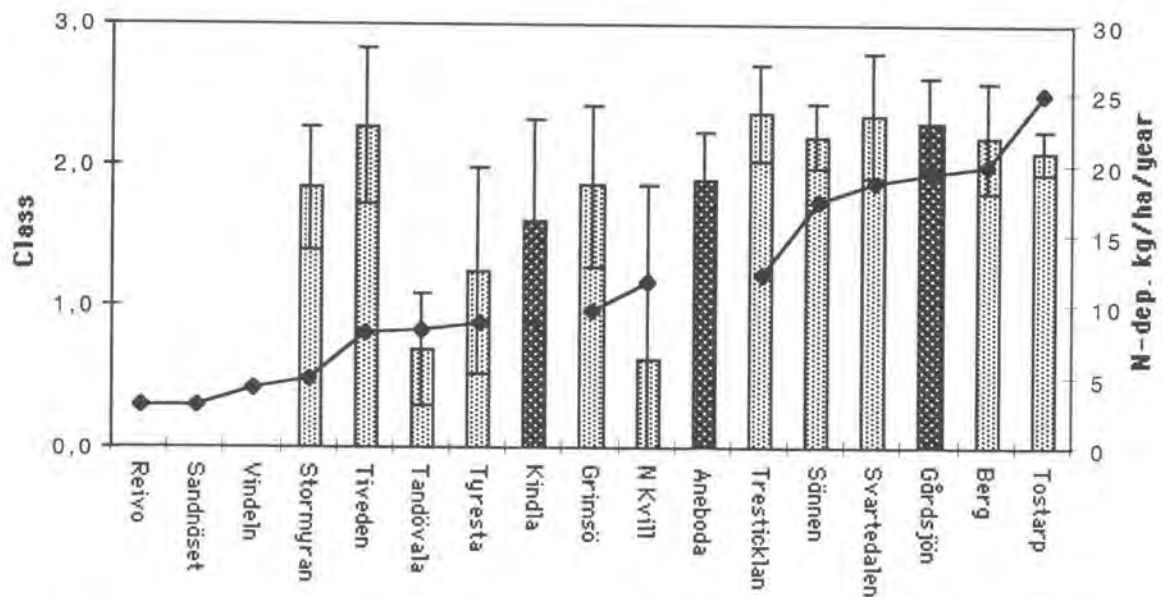


Figure 10. Algbeläggningens tjocklek (staplar, medelvärde och standardavvikelse) på granbarr och kvävedeposition (linje) vid de gamla PMK- (ljusa staplar) och nya IM-områdena (mörka staplar). Thickness of algal coat (bars, mean and standard deviation) at old PMK (light bars) and new IM sites (dark bars) arranged according to amount of N-deposition (line).

Kolonisationstiden för alger på barr uppvisar inte motsvarande tydliga samband med dessa klimat- och depositionsfaktorer, men i regel går kolonisationen långsammare i norra Sverige med låg temperatur och kvävedeposition (Figur 11). Åldern på de äldsta barren uppvisar över huvud taget inte någon geografisk gradient (Figur 12). Provytorna i Gårdsjön, Aneboda och Kindla låg ungefär som genomsnittet med avseende på både kolonisationstiden för alger och högsta ålder på äldsta barr.

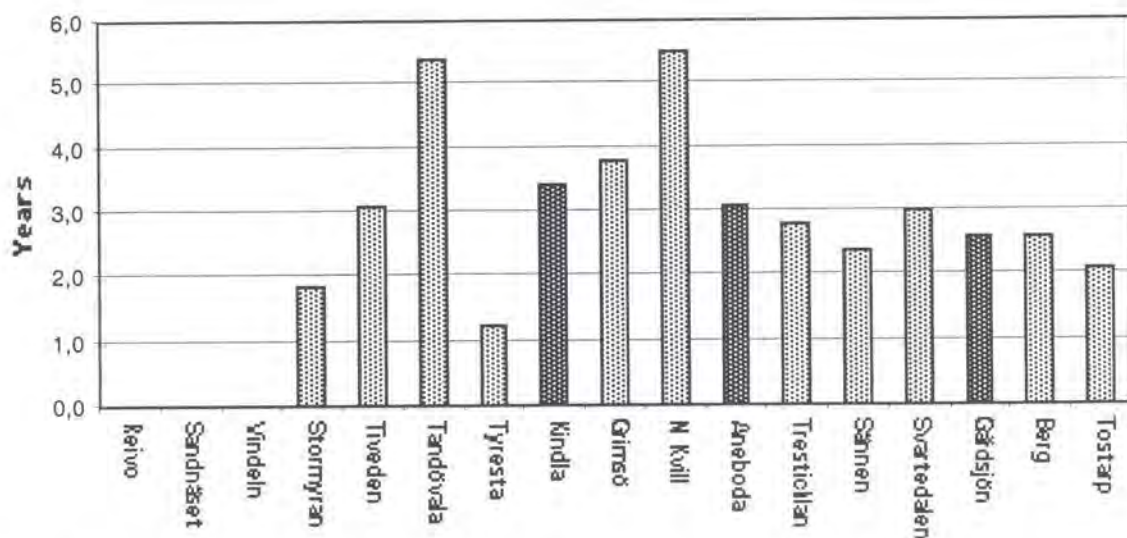


Figure 11. Kolonisationshastighet (år) för alger på granbarr vid de gamla PMK- (ljusa staplar) och nya IM-områdena (mörka staplar), arrangerade från vänster till höger efter ökande kvävedeposition.
Colonisation rate (years) of algae on spruce needles at old PMK (light bars) and new IM sites (dark bars), arranged from left to right in order of increasing N-deposition.

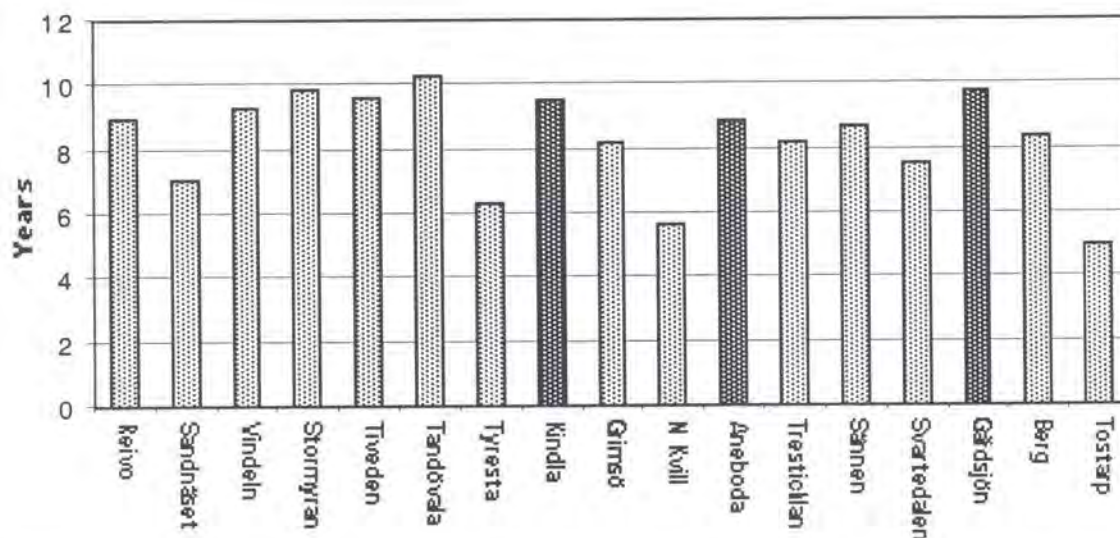


Figure 12. Ålder (år) på äldsta granbarr vid de gamla PMK (ljusa staplar) och nya IM-områdena (mörka staplar).
Age (years) of oldest needles of spruce at old PMK (light bars) and new IM (dark bars) sites.

Referenser

- EDC, 1993. *Manual for integrated monitoring. Program phase 1993-1996*. National Board of Waters and the Environment, Helsingfors.
- FEI 1998. *Manual for integrated monitoring*. IM Program Centre, Helsingfors.
www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm
- Fölster, J. 1999. *The near-stream zone is a source of nitrogen in a Swedish forested catchment*. J. Environ. Qual., submitted.
- Penman, H.L. 1948. *Natural evaporation from open water, bare soil and grass*. Proc. R. Soc. Ser. A 193:120-145.
- NV 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverket rapport 4913.

Appendix (svenska)

Halter

I tabellbilagan redovisas medel- och medianvärden för halter av olika ämnen i deposition på öppet fält (Bulk deposition), krondropp (Throughfall), markvatten (Soil water), grundvatten (Groundwater) och bäckvatten (Stream water) i Gårdsjön, Aneboda och Kindla under 1997. Mark- och grundvatten insamlas både i inströmningsområden (Recharge area) och utströmningsområden (Discharge area). Statistisk spridning redovisas som CV (Coefficient of Variation) och n visar antalet mättillfällen under året. Antalet analyser överstiger n i markvattnet eftersom 6-9 lysimetrar analyseras vid varje mättillfälle och på varje provtagningsnivå.

Halterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 1:	Allmänt: pH, konduktivitet, kisel
Appendix 2:	Kväve: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Fosfor: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organiskt material: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 3:	Jonbalans – Gårdsjön
Appendix 4:	Jonbalans – Aneboda
Appendix 5:	Jonbalans – Kindla
Appendix 6:	Metaller: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 7:	Metaller: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Transporter

Transporter i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall (Litterfall) och bäckvatten har beräknats utifrån halter och uppmätta och/eller modellerade vattenflöden i Gårdsjön, Aneboda och Kindla.

Transporterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 8:	Näringsämnen: N, P, C
Appendix 9:	Jonflöden: Anjoner och katjoner
Appendix 10:	Metallflöden: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biologiska mätningar

Appendix 11:	Nedbrytning av förna (Standardrespiration)
Appendix 12:	Trädvitalitet (barrförlust, missfärgning av barr)
Appendix 13:	Alger på barr och lavar på grenar
Appendix 14:	Biodiversitet i undervegetationen på intensivytor
Appendix 15:	Kemisk sammansättning på barr och förnafall
Appendix 16:	Anmärkningsvärda iakttagelser under året (inget rapporterat 1997)

Appendix (English)

Concentrations

In the appendix, mean and median values on concentrations of different elements and substances are reported for bulk deposition at opened field, throughfall, soil water, groundwater and stream water in Gårdsjön, Aneboda and Kindla during 1997. Soil water and groundwater were collected both in recharge and discharge areas. Statistical variations are reported as Coefficient of Variation (CV) and n shows the number of samplings occasions during the year. In soil water, the numbers of analyses are much larger than n, since 6-9 lysimeters are sampled at each sampling occasion and at each sampling depth.

The concentrations are found in the following order:

Appendix 1:	General: pH, conductivity, Si
Appendix 2:	Nitrogen: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Phosphorus: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organic matter: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 3:	Ion balances – Gårdsjön
Appendix 4:	Ion balances – Aneboda
Appendix 5:	Ion balances – Kindla
Appendix 6:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 7:	Metals: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Fluxes

The fluxes in deposition on open field, throughfall, litterfall and stream water have been calculated from measured concentrations and measured and/or simulated water discharge values in Gårdsjön, Aneboda and Kindla.

The fluxes are found in the following order:

Appendix 8:	Nutrients: N, P, C
Appendix 9:	Ions: Anions and cations
Appendix 10:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biological measurements

Appendix 11:	Decomposition in field (litter bags), standardised litter
Appendix 12:	Tree vitality (defoliation, discoloration of needles)
Appendix 13:	Algae on needles and lichens on twigs of spruce
Appendix 14:	Biodiversity in understorey vegetation: intensity plots
Appendix 15:	Chemistry of spruce needles and needles in litterfall
Appendix 16:	Remarkable observations during the year (nothing reported 1997)

		Gårdsjön				Aneboda				Kindlshöjden			
		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	Tot-N µg/l	1112	1067	35%	12								
Throughfall		2399	1921	52%	12								
Soil water, recharge area, E, 10 cm		1625	1360	59%	4	898	898	29%	1	402	464	51%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		356	365	21%	6	489	403	67%	4	216	166	56%	4
Soil water, discharge area, 20 cm		820	800	58%	5	869	618	60%	3	281	249	45%	4
Groundwater, recharge area		58	76	52%	3								
Groundwater, discharge area		341	292	41%	3								
Stream water		279	277	24%	12	714	511	63%	24	216	228	27%	25
Bulk deposition	Org-N µg/l	103	142	76%	12								
Throughfall		615	685	35%	12								
Soil water, recharge area, E, 10 cm		1371	1100	65%	4	823	823	33%	1	374	412	56%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		273	295	23%	6	386	327	71%	4	234	163	64%	4
Soil water, discharge area, 20 cm		386	280	87%	5	715	564	62%	3	246	241	49%	4
Groundwater, recharge area		49	67	53%	3								
Groundwater, discharge area		328	286	44%	3								
Stream water		257	260	26%	12	676	500	61%	24	199	209	29%	25
Bulk deposition	NO ₃ -N µg/l	513	512	36%	12	575	461	66%	12	385	345	58%	12
Throughfall		1174	861	62%	12	331	300	64%	12	428	385	100%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		78	90	54%	5	25	22	74%	2	18	5	167%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		26	20	49%	6	42	7	175%	4	7	3	187%	4
Soil water, discharge area, 20 cm		384	470	58%	5	22	19	73%	4	19	7	104%	4
Groundwater, recharge area		1	1	0%	3	12	11	33%	4	205	120	94%	4
Groundwater, discharge area		8	1	152%	3	703	790	45%	4	435	589	81%	3
Stream water		17	17	34%	12	15	15	70%	24	10,0	9,0	75%	25
Bulk deposition	NH ₄ -N µg/l	497	414	45%	12	580	475	76%	12	344	325	58%	12
Throughfall		610	376	81%	12	193	145	83%	12	178	100	106%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		176	170	65%	5	126	30	132%	2	10	5	165%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		57	50	29%	6	38	16	118%	4	4	3	88%	4
Soil water, discharge area, 20 cm		50	50	0%	5	131	35	114%	4	16	5	180%	4
Groundwater, recharge area		9	9	8%	2	6	6	50%	4	160	59	147%	4
Groundwater, discharge area		5	5	0%	2	270	268	52%	4	101	85	103%	3
Stream water		5	1	124%	12	23	9	256%	24	7	7	46%	25
Bulk deposition	Tot-P µg/l												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm		43	50	35%	4								
Soil water, recharge area, B, 40 cm		35	35	47%	6								
Soil water, discharge area, 20 cm		32	20	51%	5								
Groundwater, recharge area		2	2	65%	3								
Groundwater, discharge area		3	3	22%	3								
Stream water		2	2	46%	17	18	11	94%	24	6	6	43%	25
Bulk deposition	Res-P µg/l												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area						16	9	99%	24	5	5	54%	25
Stream water													
Bulk deposition	PO ₄ -P µg/l												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm						45	30	98%	4	40	10	150%	4
Groundwater, recharge area						35	30	71%	4	50	60	80%	3
Groundwater, discharge area						3	2	75%	24	1,3	1,0	36%	25
Stream water													
Bulk deposition	DOC mg/l												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm						61,5	51,3	70%	2	17,7	15,4	59%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm						8,3	6,9	59%	4	6,9	4,8	64%	4
Soil water, discharge area, 20 cm						23,1	10,3	89%	4	11,3	10,3	33%	4
Groundwater, recharge area		2,2	2,1	10%	3	1,9	1,9	18%	4	5,5	3,3	91%	4
Groundwater, discharge area		11,9	5,3	44%	3	27,6	28,6	51%	4	5,4	2,5	114%	3
Stream water		10,0	9,9	25%	12	22,0	20,4	50%	24	9,5	7,5	59%	25
Bulk deposition	Abs f 420 nm												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area		0,007*	0,008*	42%	3								
Groundwater, discharge area		0,119*	0,084*	32%	3								
Stream water		0,074*	0,078*	27%	17	0,483	0,305	75%	24	0,066	0,061	28%	25

* Beräknat från Färg (mg Pt/L)

Gårdsjön	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,039	0,039	39%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,010	0,005	32%	12
Throughfall		0,141	0,106	68%	12		0,069	0,029	77%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,239	0,254	36%	5		0,188	0,173	36%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,239	0,231	10%	6		0,027	0,027	10%	6
Soil water, discharge area, 20 cm		0,169	0,170	4%	5		0,029	0,030	13%	5
Groundwater, recharge area, F1:4		0,167	0,162	6%	3		0,034	0,033	16%	3
Groundwater, discharge area, F1:5		0,167	0,156	20%	3		0,055	0,053	14%	3
Stream water		0,192	0,196	25%	12		0,047	0,046	27%	12
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,052	0,039	36%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,013	0,011	78%	12
Throughfall		0,432	0,361	94%	12		0,109	0,090	90%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,625	0,719	33%	5		0,176	0,196	30%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,570	0,523	21%	6		0,112	0,111	6%	6
Soil water, discharge area, 20 cm		0,406	0,412	11%	5		0,092	0,092	2%	5
Groundwater, recharge area, F1:4		0,474	0,499	17%	3		0,121	0,122	10%	3
Groundwater, discharge area, F1:5		0,494	0,627	13%	3		0,132	0,134	7%	3
Stream water		0,448	0,455	15%	12		0,12	0,119	15%	12
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,037	0,037	36%	12	Na ⁺ mEq/l	0,048	0,034	94%	12
Throughfall		0,084	0,061	62%	12		0,392	0,356	88%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,006	0,006	54%	5		0,517	0,493	42%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,002	0,001	49%	6		0,513	0,481	16%	6
Soil water, discharge area, 20 cm		0,027	0,034	58%	5		0,386	0,385	6%	5
Groundwater, recharge area, F1:4		0,000	0,000	0%	3		0,428	0,396	19%	3
Groundwater, discharge area, F1:5		0,001	0,000	152%	3		0,416	0,391	13%	3
Stream water		0,001	0,001	34%	12		0,395	0,401	17%	12
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,128	0,115			K ⁺ mEq/l	0,005	0,005	43%	12
Throughfall		0,657	0,528				0,063	0,059	40%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,870	0,979				0,008	0,007	57%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,811	0,755				0,007	0,005	53%	6
Soil water, discharge area, 20 cm		0,602	0,616				0,006	0,006	49%	5
Groundwater, recharge area, F1:4		0,641	0,661				0,016	0,014	13%	3
Groundwater, discharge area, F1:5		0,662	0,783				0,007	0,004	83%	3
Stream water		0,641	0,652				0,009	0,008	38%	12
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,052	-0,060			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,035	0,030	36%	12
Throughfall		-0,024	0,006				0,044	0,027	81%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,019	-0,110				0,013	0,012	65%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,152	-0,131				0,004	0,004	29%	6
Soil water, discharge area, 20 cm		-0,089	-0,103				0,004	0,004	0%	5
Groundwater, recharge area, F1:4		-0,042	-0,096				0,001	0,001	8%	2
Groundwater, discharge area, F1:5		-0,052	-0,201				0,000	0,000	0%	2
Stream water		-0,070	-0,078				0,000	0,000	124%	12
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l					H ⁺ mEq/l	0,025	0,024	35%	12
Throughfall							0,040	0,033	68%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm							0,077	0,079	2%	5
Soil water, recharge area, B, 40 cm							0,037	0,037	1%	6
Soil water, discharge area, 20 cm							0,035	0,035	1%	5
Groundwater, recharge area, F1:4							0,026	0,026	1%	3
Groundwater, discharge area, F1:5							0,069	0,068	2%	3
Stream water							0,070	0,068	13%	17
Bulk deposition	AD mEq/l					ΣBC mEq/l	0,076	0,055		
Throughfall							0,633	0,534		
Soil water, recharge area, E, 10 cm							0,889	0,869		
Soil water, recharge area, B, 40 cm							0,659	0,624		
Soil water, discharge area, 20 cm							0,513	0,513		
Groundwater, recharge area, F1:4		0,011	0,011				0,599	0,565		
Groundwater, discharge area, F1:5		0,055	0,024				0,610	0,582		
Stream water		0,046	0,045				0,571	0,574		
Bulk deposition	pKa	4,8	4,8			ΣCA mEq/l	0,136	0,109		
Throughfall		4,7	4,7				0,717	0,594		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,3	4,3				0,979	0,960		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,6	4,6				0,700	0,665		
Soil water, discharge area, 20 cm		4,6	4,6				0,552	0,552		
Groundwater, recharge area, F1:4		4,7	4,7				0,626	0,592		
Groundwater, discharge area, F1:5		4,4	4,4				0,679	0,650		
Stream water		4,4	4,4				0,641	0,642		
Bulk deposition	Charge density					ΣMe ⁺ mEq/l				
Throughfall	μEq/mg DOC									
Soil water, recharge area, E, 10 cm										
Soil water, recharge area, B, 40 cm										
Soil water, discharge area, 25 cm										
Groundwater, recharge area		5,1	5,0				0,026	0,080		
Groundwater, discharge area		4,6	4,6				0,038	0,157		
Stream water		4,6	4,6				0,046	0,055		

Aneboda	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,044	0,034	78%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,009	0,008	59%	12
Throughfall		0,080	0,054	74%	12		0,039	0,031	59%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,226	0,155	66%	2		0,170	0,080	116%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,322	0,240	75%	4		0,069	0,049	79%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,163	0,152	70%	4		0,113	0,110	23%	4
Groundwater, recharge area		0,300	0,306	6%	4		0,124	0,126	7%	4
Groundwater, discharge area		0,182	0,183	42%	4		0,182	0,189	10%	4
Stream water		0,208	0,243	44%	23		0,122	0,121	11%	24
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,032	0,023	108%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,008	0,006	83%	12
Throughfall		0,101	0,077	89%	12		0,034	0,029	68%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,356	0,318	61%	2		0,146	0,100	73%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,279	0,213	74%	4		0,090	0,067	72%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,289	0,257	31%	4		0,114	0,116	22%	4
Groundwater, recharge area		0,243	0,235	10%	4		0,102	0,103	6%	4
Groundwater, discharge area		0,272	0,280	7%	4		0,156	0,162	15%	4
Stream water		0,232	0,229	9%	23		0,113	0,117	17%	24
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,041	0,033	66%	12	Na ⁺ mEq/l	0,031	0,020	103%	12
Throughfall		0,024	0,021	64%	12		0,081	0,050	92%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,002	0,001	79%	2		0,243	0,181	74%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,003	0,001	175%	4		0,225	0,125	87%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,002	0,001	73%	4		0,304	0,270	31%	4
Groundwater, recharge area		0,000	0,000	33%	4		0,267	0,265	6%	4
Groundwater, discharge area		0,011	0,013	45%	4		0,260	0,260	3%	4
Stream water		0,001	0,001	70%	24		0,243	0,241	7%	24
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,117	0,090		12	K ⁺ mEq/l	0,004	0,003	48%	12
Throughfall		0,204	0,153		12		0,072	0,060	58%	12
Soil water, recharge area, E		0,584	0,474		2		0,041	0,038	69%	2
Soil water, recharge area, B		0,604	0,454		4		0,033	0,029	64%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,454	0,410		4		0,011	0,010	50%	4
Groundwater, recharge area		0,543	0,541		4		0,014	0,014	9%	4
Groundwater, discharge area		0,465	0,476		4		0,015	0,015	10%	4
Stream water		0,441	0,473		24		0,009	0,009	51%	24
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,066	-0,053		12	NH ₄ ⁺ mEq/l	0,041	0,034	76%	12
Throughfall		0,022	0,017		12		0,014	0,010	83%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,016	-0,075		2		0,009	0,002	132%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,187	-0,184		4		0,003	0,001	118%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,088	0,096		4		0,009	0,003	114%	4
Groundwater, recharge area		-0,036	-0,033		4		0,000	0,000	50%	4
Groundwater, discharge area		0,148	0,150		4		0,015	0,015	52%	4
Stream water		0,046	0,014		24		0,002	0,001	256%	24
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l				12	H ⁺ mEq/l	0,035	0,026	87%	12
Throughfall					12		0,021	0,016	57%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,154	-0,198	82%	2		0,081	0,057	106%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,125	-0,131	48%	4		0,036	0,031	44%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,008	-0,001	491%	4		0,010	0,008	77%	4
Groundwater, recharge area		-0,009	-0,007	129%	4		0,008	0,008	32%	4
Groundwater, discharge area		0,123	0,117	22%	4		0,003	0,003	31%	4
Stream water		-0,093	-0,089	-22%	24		0,039	0,038	24%	24
Bulk deposition	AD mEq/l					ΣBC mEq/l	0,052	0,037		
Throughfall							0,226	0,170		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,300	0,239				0,600	0,399		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,041	0,034				0,417	0,270		
Soil water, discharge area, 25 cm		0,142	0,062				0,542	0,506		
Groundwater, recharge area		0,011	0,011				0,507	0,508		
Groundwater, discharge area		0,202	0,202				0,613	0,626		
Stream water		0,106	0,098				0,487	0,487		
Bulk deposition	pKa	4,7	4,7			ΣCA mEq/l	0,129	0,097		
Throughfall		4,9	4,9				0,261	0,197		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,6	4,5				0,690	0,458		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,6	4,7				0,456	0,302		
Soil water, discharge area, 25 cm		5,1	5,1				0,561	0,517		
Groundwater, recharge area		5,1	5,1				0,515	0,516		
Groundwater, discharge area		5,3	5,3				0,631	0,644		
Stream water		4,6	4,6				0,528	0,526		
Bulk deposition	Charge density μEq/mg DOC					ΣMe ⁺ mEq/l				
Throughfall										
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,9	4,7				0,194	0,256		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,9	4,9				0,189	0,186		
Soil water, discharge area, 25 cm		6,1	6,0				0,034	-0,044		
Groundwater, recharge area		6,1	6,0				0,039	0,036		
Groundwater, discharge area		7,3	7,1				0,159	0,151		
Stream water		4,8	4,8				0,019	0,045		

Kindlahöjden	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,032	0,029	49%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,009	0,009	52%	12
Throughfall		0,072	0,046	83%	12		0,046	0,026	80%	12
Soil water, recharge area, E		0,161	0,175	25%	3		0,017	0,018	27%	3
Soil water, recharge area, B		0,184	0,184	12%	4		0,018	0,016	25%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,172	0,159	23%	4		0,039	0,032	57%	4
Groundwater, recharge area		0,208	0,216	13%	4		0,037	0,036	37%	4
Groundwater, discharge area		0,140	0,128	21%	4		0,116	0,105	28%	3
Stream water		0,176	0,181	11%	25		0,047	0,046	15%	25
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,017	0,010	108%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,005	0,003	79%	12
Throughfall		0,061	0,046	89%	12		0,028	0,016	77%	12
Soil water, recharge area, E		0,094	0,099	24%	3		0,026	0,024	29%	3
Soil water, recharge area, B		0,074	0,066	28%	4		0,021	0,021	13%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,062	0,060	22%	4		0,033	0,028	41%	4
Groundwater, recharge area		0,087	0,085	18%	4		0,028	0,028	18%	4
Groundwater, discharge area		0,062	0,065	9%	3		0,063	0,060	17%	3
Stream water		0,070	0,072	11%	25		0,035	0,035	13%	25
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,028	0,025	58%	12	Na ⁺ mEq/l	0,019	0,010	106%	12
Throughfall		0,031	0,028	100%	12		0,048	0,029	89%	12
Soil water, recharge area, E		0,001	0,000	167%	3		0,107	0,107	15%	3
Soil water, recharge area, B		0,001	0,000	104%	4		0,096	0,088	18%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,001	0,001	180%	4		0,101	0,100	16%	4
Groundwater, recharge area		0,003	0,002	94%	4		0,113	0,115	12%	4
Groundwater, discharge area		0,007	0,010	81%	3		0,156	0,168	20%	3
Stream water		0,001	0,001	75%	25		0,104	0,103	8%	25
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,077	0,064			K ⁺ mEq/l	0,004	0,003	70%	12
Throughfall		0,164	0,119				0,071	0,067	36%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,256	0,274				0,013	0,013	47%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,259	0,250				0,009	0,007	74%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,235	0,220				0,008	0,007	47%	4
Groundwater, recharge area		0,298	0,303				0,011	0,009	41%	4
Groundwater, discharge area		0,209	0,203				0,016	0,015	16%	3
Stream water		0,247	0,253				0,005	0,005	50%	25
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,039	-0,038			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,025	0,023	58%	12
Throughfall		0,029	0,018				0,013	0,007	106%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,093	-0,112				0,001	0,000	165%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,115	-0,118				0,000	0,000	88%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,054	-0,053				0,001	0,000	104%	4
Groundwater, recharge area		-0,109	-0,115				0,009	0,003	147%	4
Groundwater, discharge area		0,142	0,145				0,006	0,005	103%	3
Stream water		-0,055	-0,064				0,001	0,000	46%	25
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l					H ⁺ mEq/l	0,026	0,024	46%	12
Throughfall							0,024	0,021	60%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,144	-0,137	25%	3		0,050	0,047	47%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,081	-0,109	107%	4		0,021	0,022	37%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,044	-0,074	183%	4		0,033	0,029	46%	4
Groundwater, recharge area		-0,118	-0,129	36%	4		0,021	0,017	43%	4
Groundwater, discharge area		0,126	0,141	86%	3		0,002	0,002	55%	3
Stream water		-0,072	-0,070	-18%	25		0,031	0,030	2%	25
Bulk deposition	AD mEq/l					ΣBC mEq/l	0,038	0,026		
Throughfall							0,193	0,138		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,084	0,073				0,163	0,162		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,036	0,025				0,144	0,132		
Soil water, discharge area, 25 cm		0,056	0,051				0,181	0,167		
Groundwater, recharge area		0,029	0,018				0,189	0,188		
Groundwater, discharge area		0,044	0,021				0,351	0,348		
Stream water		0,047	0,037				0,192	0,189		
Bulk deposition	pKa	4,8	4,7			ΣCA mEq/l	0,089	0,074		
Throughfall		4,8	4,8				0,230	0,166		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,5	4,5				0,214	0,209		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,8	4,8				0,165	0,154		
Soil water, discharge area, 25 cm		4,7	4,7				0,215	0,196		
Groundwater, recharge area		4,8	4,9				0,219	0,208		
Groundwater, discharge area		5,4	5,5				0,359	0,355		
Stream water		4,7	4,7				0,223	0,219		
Bulk deposition	Charge density μEq/mg DOC					ΣMe+ mEq/l				
Throughfall										
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,7	4,7				0,127	0,138		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		5,2	5,1				0,129	0,121		
Soil water, discharge area, 25 cm		4,9	5,0				0,076	0,074		
Groundwater, recharge area		5,2	5,3				0,108	0,113		
Groundwater, discharge area		8,1	8,2				0,020	0,010		
Stream water		4,9	5,0				0,070	0,071		

		Gårdsjön				Aneboda				Kindlshöjden			
		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	Al mg/l (Acid sol.)												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm		3,210	2,670	36%	5	2,180	2,190	45%	2	1,380	1,440	11%	
Soil water, recharge area, B, 40 cm		2,020	2,030	6%	6	1,740	1,500	68%	4	1,420	1,450	14%	5
Soil water, discharge area, 20 cm		0,990	0,970	13%	5	1,310	1,170	45%	5	1,140	1,140	22%	4
Groundwater, recharge area		1,020	1,020	2%	2	0,663	0,672	30%	4	1,327	1,320	6%	3
Groundwater, discharge area		1,060	1,060	23%	3	0,624	0,658	47%	4	0,406	0,302	110%	3
Stream water		0,930	0,940	13%	12	0,526	0,435	3%	24	0,835	0,855	15%	25
Bulk deposition	Fe mg/l												
Throughfall						0,103	0,101	47%	6				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,630	0,430	66%	5	0,300	0,190	88%	1	0,320	0,220	100%	
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,046	0,042	28%	6	0,041	0,015	240%	3	0,110	0,042	168%	5
Soil water, discharge area, 20 cm		0,029	0,030	25%	5					0,290	0,170	96%	4
Groundwater, recharge area		0,013	0,010	40%	3	0,024	0,022	46%	4	0,094	0,038	112%	3
Groundwater, discharge area		0,170	0,017	0%	1	5,010	4,625	53%	4	0,254	0,320	81%	3
Stream water		0,16	0,160			1,118	0,681	8%	24	0,317	0,268	55%	25
Bulk deposition	Mn mg/l												
Throughfall		0,059	0,028	133%	12	0,461	0,396	51%	6				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,014	0,014	30%	5	0,280	0,180	66%	1	0,031	0,032	29%	
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,010	0,010	10%	6	0,370	0,220	131%	3	0,029	0,029	57%	5
Soil water, discharge area, 20 cm		0,015	0,015	23%	5					0,046	0,035	49%	4
Groundwater, recharge area		0,010	0,010	0%	3	0,060	0,058	40%	4	0,030	0,033	30%	3
Groundwater, discharge area		0,010	0,010	0%	3	0,083	0,085	13%	4	0,031	0,023	77%	3
Stream water		0,012	0,010	37%	12	0,040	0,042	2%	24	0,097	0,094	19%	25
Bulk deposition	Cu µg/l												
Throughfall						5,9	5,0	76%	4				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		8,0	1,0	35%	5								
Soil water, recharge area, B, 40 cm		6,0	6,0	73%	6	1,4	0,7	120%	3				
Soil water, discharge area, 20 cm		5,0	2,0	84%	5								
Groundwater, recharge area						3,6	3,6	115%	4	6,2	4,5	67%	3
Groundwater, discharge area						2,5	1,6	100%	4	2,1	1,9	90%	3
Stream water						0,6	0,5	57%	24				
Bulk deposition	Pb µg/l	3,3		79%	12								
Throughfall						5,0	4,5	58%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm						2,8	0,4	43%	3				
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area						0,4	0,3	31%	4	0,2	0,2	32%	3
Groundwater, discharge area						0,8	0,5	96%	4	1,6	1,6	95%	3
Stream water						1,1	0,7	70%	24				
Bulk deposition	Zn µg/l	9		75%	12								
Throughfall						74	39	120%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		43	43	48%	5								
Soil water, recharge area, B, 40 cm		26	27	17%	6	177	39	178%	3				
Soil water, discharge area, 20 cm		12	12	17%	5								
Groundwater, recharge area						80	45	112%	4	25	21	26%	3
Groundwater, discharge area						24	28	41%	4	18	23	59%	3
Stream water						4	3	48%	24				
Bulk deposition	Cd µg/l	0,058		84%	12								
Throughfall						0,168	0,145	65%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm						0,610	0,350	83%	3				
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area						0,050	0,050	12%	4	0,130	0,170	54%	3
Groundwater, discharge area						0,020	0,010	70%	4	0,100	0,030	130%	3
Stream water						0,043	0,042	16%	24				

		Gårdsjön				Aneboda				Kindlähöjden			
		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	Hg ng/l	13,7	14,1	26%	10	18,5	11,5	76%	12				
Throughfall		39,2	29,9	74%	10	59,2	54,4	47%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm						16,2	6,8	123%	5				
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area						0,7	0,6	53%	3				
Groundwater, discharge area						5,7	5,7	104%	2				
Stream water		4,1	3,7	51%	9	12,3	8,4	76%	6				
Bulk deposition	Metyl-Hg ng/l	0,18	0,16	58%	10	0,33	0,23	137%	12				
Throughfall		0,47	0,40	70%	10	0,69	0,62	54%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm						0,47	0,11	237%	5				
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area						0,05	0,05	60%	2				
Groundwater, discharge area						0,42	0,42	0%	1				
Stream water		0,05	0,05	48%	7	0,94	0,20	193%	6				
Bulk deposition	Cr µg/l	0,21		98%	12								
Throughfall						0,66	0,61	74%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													
Bulk deposition	Ni µg/l	0,28		97%	12								
Throughfall						0,83	0,75	59%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													
Bulk deposition	Co µg/l	0,02		91%	12								
Throughfall						0,14	0,14	55%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													
Bulk deposition	V µg/l	0,66		106%	12								
Throughfall						1,17	1,18	36%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													
Bulk deposition	As µg/l	0,17		100%	12								
Throughfall						0,39	0,31	69%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm													
Soil water, recharge area, B, 40 cm													
Soil water, discharge area, 20 cm													
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													
Bulk deposition	B mg/L												
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm		1,260	0,980	51%	5								
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,020	0,021	34%	6								
Soil water, discharge area, 20 cm		0,029	0,030	51%	5								
Groundwater, recharge area													
Groundwater, discharge area													
Stream water													

Gårdsjön	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	5,3	5,4	1,2	12,0				
Throughfall	3,4	6,9	3,6	13,9				
Litterfall 1997				23,6				2
Stream water	0,1	0,0	1,2	1,3			0,009	46

Aneboda	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	3,2	3,5						
Throughfall	0,9	1,2						
Litterfall 1996				5,3			0,57	368
Stream water	0,0	0,0	1,2	1,2	0,004	0,023	0,027	48

Kindlahöjden	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	2,6	2,9						
Throughfall	1,1	1,9						
Litterfall 1996				6,8			0,5	468
Stream water	0,0	0,0	0,9	0,9	0,005	0,021	0,026	42

Gårdsjön	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	42	64	39	0	-64		81
Throughfall	83	213	49	0	-20		325
Litterfall 1997	16						
Stream water	81	186	0	0	-22		245

Gårdsjön	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	11	7	58	5	38	27	146
Throughfall	41	27	220	37	24	26	375
Litterfall 1997	78	24	4	12			118
Stream water	20	50	170	5	1	32	278

Aneboda	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	25	25	25	0	-38		37
Throughfall	31	41	9	0	11		91
Litterfall 1996							
Stream water	57	52	0	0	5		128

Aneboda	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	6	6	23	2	23	23	82
Throughfall	16	14	33	29	6	9	107
Litterfall 1996	27	4	0	3			
Stream water	26	28	57	4	0	10	125

Kindlahöjden	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	24	14	21	0	-31		28
Throughfall	30	26	14	0	16		87
Litterfall 1996							
Stream water	74	29	0	0	-26		115

Kindlahöjden	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	7	4	15	3	18	22	69
Throughfall	19	12	20	36	8	12	106
Litterfall 1996	23	4	0	4			
Stream water	16	14	43	5	0	15	92

Gårdsjön	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall			57				
Litterfall 1997	55	40	142	1,7		20,5	
Stream water	390	34	6				

Aneboda	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall					1,4	22,6	0,053
Litterfall 1996	13	5	102	0,2	0,2	3,2	0,009
Stream water	106	175	11				

Kindlahöjden	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall 1996	15	5	122	0,2	0,2	3,5	0,007
Stream water	380	92	47				

Gårdsjön	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	14,7	0,17					
Throughfall	26,3	0,31					
Litterfall 1997	22,9	0,43					
Stream water	1,89	0,02					

Aneboda	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	7,4	0,16					
Throughfall	17,4	0,20	180	250	43	360	120
Litterfall 1996	4,9						
Stream water	2,8	0,19					

Kindlahöjden	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall 1996	6,8						
Stream water							

Decomposition in field (Litter bags), standardized litter

Sampling place	Gårdsjön*			Aneboda			Kindlahöjden**		
Sampling date	971008			971112			971001		
Incubation period	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr
Decomposition ratio 1997 (weight loss in % of original weight)									
Mean	32,8	57,1	69,7	34,0	58,0	73,0	26,9	48,0	69,3
median	32,7	55,4	72,6	33,0	57,1	75,3	27,0	49,0	71,1
n	18	18	15	19	19	18	18	18	18

Tree vitality

Gårdsjön 1997	mean	median	CV	n
defoliation, Norway spruce %	20	20	52,3	66
defoliation, Scots pine %	28,1	27,5	27,6	24
discolouration, Norway spruce %	1,44	0	218	66
discolouration, Scots pine %	0,63	0	270	24

Aneboda 1997	mean	median	CV	n
defoliation, Norway spruce %	15,98	10	82,7	102
defoliation, Scots pine %	–	–	–	–
discolouration, Norway spruce %	11,6	5	122	102
discolouration, Scots pine %	–	–	–	–

Algae on needles and lichens on twigs of spruce

Gårdsjön 1997	mean	median	CV	n
Algae				
thickness, 3-degree scale	1,9	2,0	6,9	20
colonization rate, years	4,6	4,7	12,4	20
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–
n:o whorls with >50% needles	10,9	11,0	19,3	20
Lichens				
amount	1,5	1,5	24,5	20
colonization rate, years	6,2	6,3	20,0	20

Aneboda 1997	mean	median	CV	n
Algae				
thickness, 3-degree scale	1,9	2,0	17,7	20
colonization rate, years	3,1	2,7	26,5	19
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–
n:o whorls with >50% needles	8,8	8,3	18,7	19
Lichens				
amount	2,3	2,0	16,8	19
colonization rate, years	4,1	3,9	24,9	20

Kindlahöjden 1997	mean	median	CV	n
Algae				
thickness, 3-degree scale	1,6	2,0	46,1	20
colonization rate, years	4,4	4,7	50,4	20
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–
n:o whorls with >50% needles	9,5	9,7	14,6	20
Lichens				
amount	1,6	1,7	21,0	20
colonization rate, years	6,9	7,0	26,5	20

Understorey vegetation: intensive plot

List: B4–vascular plants, M2–mosses, L2–lichens.

Species diversity index: Shannon-Wiener (H')

N- and R-indices based on Ellenberg original indicator values established in Central Europe.

Gårdsjön 1995	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species, total	—	—	—	—	—	33	32
cover field layer, %	—	—	10,22	7	140,69	12	32
cover bottom layer, %	—	—	34,31	25	83,42	21	32
cover dominant 1, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	14,44	5	131,81	—	32
cover dominant 2, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	9,38	1	213,59	—	32
cover dominant 3, %	<i>Plagiothecium undulatum</i>	M2	5,78	1	215,36	—	32
plot frequency dominant 1, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	81,25	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	50,00	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	<i>Plagiothecium undulatum</i>	M2	50,00	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	1,29	1,34	33,66	33	32
sensitivity index of N (N)	—	—	2,82	3,00	19,62	9	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,55	2,42	29,73	22	32

Aneboda 1997	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species, total	—	—	—	—	—	25	32
cover field layer, %	—	—	1,09	1	116,95	2	32
cover bottom layer, %	—	—	76,88	80	18,45	23	32
cover dominant 1, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	59,47	63	40,12	—	32
cover dominant 2, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	9,34	2	190,20	—	32
cover dominant 3, %	<i>Ptilium crista castrensis</i>	M2	2,44	0	366,05	—	32
plot frequency dominant 1, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	100,00	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	96,88	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	<i>Ptilium crista castrensis</i>	M2	31,25	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	1,46	1,41	19,13	25	32
sensitivity index of N (N)	—	—	—	—	—	4	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,90	2,97	9,40	24	32

Kindlahöjden 1996	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species total	—	—	—	—	—	25	32
cover field layer, %	—	—	4,44	2	145,70	7	32
cover bottom layer, %	—	—	66,19	80	45,15	18	32
cover dominant 1, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	51,47	60	68,98	—	32
cover dominant 2, %	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	M2	9,91	0	249,56	—	32
cover dominant 3, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	4,38	1	249,29	—	32
plot frequency dominant 1, %	<i>Dicranum majus</i>	M2	100,00	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	M2	28,13	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	<i>Pleurozium schreberi</i>	M2	93,75	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	1,00	0,85	76,34	25	32
sensitivity index of N (N)	—	—	2,26	3,00	54,84	5	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,62	2,86	21,68	21	32

Chemistry of spruce needles and needles in litterfall

Samples are taken in February-March at roughly same positions, but not same trees.

Kindla 1997		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element	Sort	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Ca	µg/g dw	2028	–	–	2	2870	–	–	2				
Mg	µg/g dw	821	–	–	2	756	–	–	2				
Na	µg/g dw	49,50	–	–	2	40,00	–	–	2				
K	µg/g dw	5578	–	–	2	4325	–	–	2				
P	µg/g dw	1022	–	–	2	836	–	–	2				
N	%	0,90	–	–	2	0,91	–	–	2				
C	%	47,31	–	–	2	47,10	–	–	2				
S	mg/g dw	0,68	–	–	2	0,66	–	–	2				
C/N		52,85	–	–	2	52,05	–	–	2				
Cu	µg/g dw	2,25	–	–	2	2,50	–	–	2				
Pb	µg/g dw	0,55	–	–	2	0,70	–	–	2				
Zn	µg/g dw	31,50	–	–	2	30,00	–	–	2				
Cd	µg/g dw	<0,06	–	–	2	0,10	–	–	2				
Metyl-Hg													
Hg	µg/g dw	0,02	–	–	2	0,03	–	–	2				
Mn	µg/g dw	669	–	–	2	847	–	–	2				
Al	µg/g dw	46,00	–	–	2	70,50	–	–	2				
Fe	µg/g dw	21,50	–	–	2	24,00	–	–	2				
Arginin	µmol/g dw	0,85	0,84	55	11								

RAPPORT 5031

*Integrerad övervakning av
miljötillståndet i svensk
skogsmark – IM*

Årsrapport 1997

I DENNA RAPPORT REDOVISAS 1997 års resultat av den integrerade övervakningen av miljötillståndet i IM-områdena Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Undersökningarna ingår i den nationella miljöövervakningen, programområde "Skog". Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys (SLU) utför övervakningen.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation. I rapporten beskrivs verksamheten under året kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Bearbetade resultat återfinns i tabellbilagan i slutet på rapporten. Undersökningarna visar bl.a. att fastläggningen av kväve var mycket effektiv, att det skedde ett nettoutflöde av svavel från marken och att zink omfördelades mellan olika markskikt.

ISBN 91-620-5031-1
ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG